

Strategien zur Optimierung der Trinkwasseraufbereitung aus Flusswasser und Uferfiltrat bei variabler Rohwasserqualität

Produkt 3.2.3a

Version: 2.1
Status: Konzept
Datum: 31.01.2012

TP 3.2.3 - Wasserversorgung

TP-Leiter: Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Uhl
Technische Universität Dresden
Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

Bearbeiter: Dipl.-Ing. Susanne Müller
Technische Universität Dresden
Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

Kontakt: Susanne Müller
Technische Universität Dresden
Institut f. Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft
Professur Wasserversorgung
01062 Dresden
Tel.: 0351-463 34422
Fax: 0351-463 37204
E-Mail: Susanne.Mueller@tu-dresden.de

REGKLAM

Entwicklung und Erprobung eines Integrierten Regionalen Klimaanpassungsprogramms für die Modellregion Dresden

Gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung
Förderkennzeichen: 01 LR 0802

Koordination: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR)
Weberplatz 1, 01217 Dresden
Projektleiter: Prof. Dr. Dr. h.c. Bernhard Müller

www.regklam.de

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|-------|--|----|
| 1. | Einleitung | 3 |
| 2. | Fließgewässerqualität | 3 |
| 2.1 | KLIMATISCH BEDINGTE EINFLÜSSE AUF DIE FLIEßGEWÄSSERQUALITÄT | 3 |
| 2.2 | ZUSTAND UND ENTWICKLUNG DER WASSERQUALITÄT DER ELBE..... | 6 |
| 2.3 | PROGNOSE DER WASSERQUALITÄT DER ELBE..... | 12 |
| 3. | Uferfiltration..... | 12 |
| 3.1 | DAS VERFAHREN DER UFERFILTRATION..... | 12 |
| 3.2 | MÖGLICHE VERÄNDERUNGEN DER QUALITÄT DES UFERFILTRATES DURCH DEN KLIMAWANDEL | 14 |
| 4. | Mögliche Anpassungen der Trinkwasseraufbereitung an veränderte Rohwasserqualitäten | 15 |
| 4.1 | VERFAHREN BEI DER AUFBEREITUNG ZU TRINKWASSER | 15 |
| 4.1.1 | <i>Gasaustausch/ Belüftung</i> | 15 |
| 4.1.2 | <i>Flockung</i> | 16 |
| 4.1.3 | <i>Filtration</i> | 17 |
| 4.1.4 | <i>Ultrafiltration</i> | 17 |
| 4.1.5 | <i>Ozonung</i> | 18 |
| 4.1.6 | <i>Adsorption an Aktivkohle</i> | 18 |
| 4.1.7 | <i>Desinfektion</i> | 19 |
| 4.1.8 | <i>Flusswasserreinigung</i> | 20 |
| 4.2 | OPTIONEN ZUR REAKTION AUF VERÄNDERTE ROHWASSERQUALITÄTEN..... | 22 |
| 5. | Zusammenfassung | 28 |
| | Literatur | 30 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|---------|---|----|
| Bild 1: | Huminstoff-Eintrag bestimmende Faktoren (GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)..... | 6 |
| Bild 2: | Messwerte am Standort Dresden-Hosterwitz von 1995 bis 2009..... | 8 |
| Bild 3: | DOC-Konzentration am Standort Dresden-Hosterwitz..... | 9 |
| Bild 4: | Messwerte am Standort Dresden-Hosterwitz von 1995 bis 2009..... | 10 |
| Bild 5: | Schema der Flusswasseraufbereitung (nach DVGW W 217, 1987) | 20 |
| Bild 6: | Das Mülheimer Verfahren – Variante 1 (<i>Quelle: website RWW</i>) | 21 |
| Bild 7: | Aufbereitungsschema Wasserwerk Dresden Hosterwitz | 22 |
| Bild 8: | Konzept zur Reaktion auf Veränderungen der Rohwasserqualität..... | 27 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|------------|--|----|
| Tabelle 1: | Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman für Messwerte in Dresden-Hosterwitz von 1995 bis 2009..... | 11 |
| Tabelle 2: | Verfahren zur Reaktion auf Veränderungen der Rohwasserqualität | 24 |
| Tabelle 3: | Anpassungsoptionen der Aufbereitungsverfahren..... | 26 |

1. Einleitung

Klimaprognosen lassen für die Modellregion Dresden trockenere und wärmere Sommer, feuchtere und mildere Winter sowie ein häufigeres Auftreten hydrologischer Extremsituationen, wie z. B. von Starkregenereignissen sowie Hitze- und Trockenperioden erwarten. Diese Ereignisse können die Rohwasserqualität und den Betrieb von Aufbereitungsanlagen beeinträchtigen und, im Ausnahmefall, sogar zur Unterbrechung der Trinkwasserversorgung führen (PETRY, 2009). Durch Abspülungen und Auswaschungen bei Starkregenereignissen können erhöhte Stoffeinträge in die Oberflächengewässer verursacht werden (PETRY, 2009). Ein Anstieg der Konzentrationen von Trübstoffen und organischen Frachten im Rohwasser führt z. B. zu einem höheren Chemikalien- und Spülwasserbedarf bei der Flockung und Filtration, so dass die spezifischen Kosten für die Wasseraufbereitung ansteigen (SLAVIK & UHL, 2009). Bei längeren heißen Trockenperioden im Sommer ist weiterhin eine Verringerung des Wasserdargebots sowohl im Oberflächenwasser als auch in den oberflächennahen Grundwasserleitern bei gleichzeitig erhöhtem Trinkwasserbedarf zu erwarten (PETRY, 2009).

Um auf solche klimabedingten Schwankungen von Rohwasserqualität und -dargebot zeitnah in ausreichendem Maße reagieren zu können, ist häufig eine Anpassung der Wasseraufbereitung am jeweiligen Standort erforderlich. Dafür müssen Anpassungsstrategien entwickelt werden, die es den Wasserversorgungsunternehmen ermöglichen, die Auswirkungen der erwarteten klimatisch bedingten Veränderungen zu kompensieren und die Trinkwasserversorgung ohne Qualitätsminderung bei minimalem Kostenaufwand abzusichern. Dabei sind folgende Fragestellungen zu beantworten, um betriebliche Planungs- und Entscheidungsprozesse der Wasserversorger zu unterstützen:

- Welche kurz- und langfristigen Anpassungsmöglichkeiten bieten die einzelnen Verfahren?
- Welche Investitionen sind bezüglich der Anpassung an klimatisch bedingte Veränderungen der Rohwasserbeschaffenheit im Einzelfall sinnvoll?

In der Modellregion Dresden wird neben dem Oberflächenwasser aus den Talsperrensystemen des Osterzgebirges Flusswasser und Uferfiltrat der Elbe als Rohwasser für die Trinkwasserbereitstellung genutzt. Im Folgenden werden die möglichen klimatischen Einflüsse auf das Rohwasser und die Verfahren zur Aufbereitung zu Trinkwasser beschrieben und Anpassungsoptionen zur Reaktion auf die Veränderungen des qualitativen und quantitativen Rohwasserdargebots entwickelt und ökonomisch bewertet.

2. Fließgewässerqualität

2.1 Klimatisch bedingte Einflüsse auf die Fließgewässerqualität

Vorliegende Klimaprojektionen für die REGKLAM-Modellregion lassen erwarten, dass sich die bisher beobachteten Trends weiter fortsetzen (BERNHOFER et al., 2011). Zu den prognostizierten wesentlichen klimatischen Veränderungen zählt die Erhöhung der Lufttemperaturen, insbesondere im Winterhalbjahr. Es ist mit einer Zunahme der Häufigkeit und Intensität von Trocken- und Hitzeperioden besonders im Sommerhalbjahr zu rechnen, die zu Niedrigwasserperioden führen können. Die Beobachtungen der letzten Jahre lassen eine Veränderung der sommerlichen Niederschlagscharakteristik hin zu häufigeren Starkniederschlägen erkennen. Es ist anzunehmen, dass sich dieser Trend durch die Temperaturzunahme und höhere Verdunstung fortsetzt. Für Deutschland wird ab 2040 ganzjährig mit einer starken Zunahme extremer Niederschläge gerechnet (UBA, 2011). Infolge zunehmender Verdunstung und ab-

nehmender Niederschläge im Sommer wird sich in der REGKLAM-Modellregion der Wasserhaushalt stark verändern. Außerdem wird es zu einer Verlängerung von Vegetationsperioden kommen, währenddessen sich die Frostperioden zunehmend verkürzen (BERNHOFER et al., 2011).

Diese klimatischen Entwicklungen sowie die daraus resultierenden Veränderungen im Abflussverhalten werden zu periodischen wie auch längerfristigen Veränderungen der Wasserqualität der Fließgewässer führen. Durch die Erhöhung der Lufttemperatur wird direkt eine Erhöhung der mittleren sowie auch der maximalen Wassertemperaturen zu verzeichnen sein (DUCHARNE, 2008). Der Anstieg der Wassertemperatur wird auch durch erhöhte lang- und kurzweilige Strahlungseinträge sowie erhöhte Wasserdampfgehalte und verringerte Wasserkapazitäten bei ansteigender Verdunstung verursacht (WWF, 2009). Untersuchungen an den Flüssen Donau und Loire zeigten einen klimabedingten Anstieg der Wassertemperatur im 20. Jahrhundert um 1 °C. Durch Abkühlungseffekte bei zunehmender Verdunstung ist die Änderung der Wassertemperatur nach oben begrenzt. Die bisher gemessenen Maximaltemperaturen werden deshalb in Zukunft wahrscheinlich nur geringfügig überschritten. Trotzdem wird mit einem weiteren Anstieg der Jahresmittelwerte von 1...2 °C in den nächsten 50 Jahren gerechnet. Steigende Temperaturen führen zu einer Erhöhung der Nitrifikation sowie zu einer Beschleunigung des mikrobiologischen Abbaus von organischer Substanz und tragen damit zu einer stärkeren Sauerstoffzehrung im Fließgewässer bei. Weiterhin führt eine Zunahme der Wassertemperatur zu einer Verschiebung der Stickstoffspezies von Ammonium hin zum wesentlich toxischer wirkenden Ammoniak. Außerdem kann die akute Toxizität zahlreicher Mikroschadstoffe ansteigen (WWF, 2009). Steigende Wassertemperaturen begünstigen außerdem einen Anstieg gelöster Substanzen im Wasser und können zu höheren Vermehrungsgeschwindigkeiten von Krankheitserregern führen (DELPLA et al., 2009). Durch die Verlängerung von Wachstumsperioden im Einzugsgebiet kann potentiell mehr organisches Material in das Flusswasser eingetragen werden.

Untersuchungen zu den Auswirkungen der Trockenperiode im Sommer 2003 zeigten, dass es in diesem Zeitraum im Rhein und seinen Nebenflüssen zu einem deutlichen Anstieg der Wassertemperaturen kam. Daraus resultierte ein starkes Algenwachstum, das vielerorts mit Sauerstoffübersättigungen einherging. Nachfolgende Schlechtwetterphasen führten zum Absterben von Algen mit Sauerstoffzehrung, so dass vereinzelt und zeitweise die kritische Konzentration von 4 mg O₂/L unterschritten wurde (BFG-MITTEILUNGEN, 2006).

Bei länger anhaltenden Niedrigwasserperioden ist bei gleich bleibender anthropogener Belastung (z. B. durch Abwasser) mit einer Verschlechterung der Gewässergüte aufgrund ungünstiger Verdünnungsverhältnisse zu rechnen. Es kommt dadurch zu einer Aufkonzentration partikulärer und gelöster Wasserinhaltsstoffe sowie von Mikroorganismen im Gewässer (CLAUS et al., 2008). Gleichzeitig begünstigt ein geringer Abfluss die Sedimentation von Feststoffen.

In Folge des Klimawandels wird in Sachsen eine Zunahme von Starkregenereignissen besonders im Sommerhalbjahr erwartet. Diese wirken sich aber in Abhängigkeit von Intensität, Dauer und aktuellen Gebietszuständen nur bedingt auf die Häufigkeit sommerlicher Hochwässer aus (SMUL, 2005). Bei Starkregenereignissen kommt es infolge der hydraulischen Spitzenbelastungen zu erhöhten Einträgen von Trübstoffen und organischem Material, die entsprechende Konzentrationsspitzen im Fließgewässer verursachen (PETRY, 2009). Die Gewässergüte wird durch die Konzentration an suspendierten Trübstoffen beeinflusst, da sich an ihnen Schadstoffe, aber auch Kleinstlebewesen anlagern können. Mit der Zunahme an Trübstoffen im Gewässer verringert sich die Eindringtiefe von Sonnenlicht und damit die biogene Sauerstoffproduktion des Phytoplanktons (FGG, 2010).

Dass Hochwässer einen direkten Einfluss auf die Gewässergüte ausüben, lässt sich u. a. in der Auswertung des Augusthochwassers 2002 der Elbe entnehmen (ARGE, 2003). Es zeigte sich, dass mit Zunahme des Durchflusses auch ein starker Anstieg der Schwebstoffe zu verzeichnen war. Das Trübungsmaximum trat dabei noch vor dem Hochwasserscheitel auf. Mit einer Abflachung der Hochwasserwelle durch verschiedene Rückhalte sank auch der Trübungsgehalt, da sich die Schwebstoffe in Zonen niedrigerer Fließgeschwindigkeit absetzen konnten. Infolge der Überflutung und der Außerbetriebnahme vieler Kläranlagen sowie der Mischwasserentlastung aus der Kanalisation kam es zu einem hohen Eintrag sauerstoffzehrender Stoffe in die Vorfluter. Dies führte zu einem starken Abfall des Sauerstoffgehaltes und damit zu einer starken Zunahme von Ammonium, Nitrit und gelösten organischen Wasserinhaltsstoffen (DOC). Die BSB₅-Werte waren niedrig, ebenso die Algenkonzentration, was auf eine Verdünnungswirkung des Hochwassers zurückzuführen ist. Gleichzeitig sank der pH-Wert in der Elbe infolge der zufließenden großen Mengen an Niederschlagswasser mit pH-Werten unter 7. Mit dem durch das Hochwasser bedingten Ausfall der Kläranlagen kam es auch zu einer Zunahme der fäkalcoliformen und gesamtcoliformen Bakterienkonzentration. Durch Havarien, Überflutung von Tankstellen und Auslaufen häuslicher Heizöltanks kam es zu einer Belastung der Elbe mit Mineralölkohlenwasserstoffen und MTBE. Auch die Pestizidbelastung und die Belastung mit organischen Schadstoffen (z. B. Dioxinen und dioxinähnlichen Substanzen) nahmen während des Augusthochwassers 2002 in der Elbe zu, wahrscheinlich infolge von Einträgen aus den Nebenflüssen und durch Rücklösungen aus den Sedimenten.

Parallel zum Temperaturanstieg in den Gewässern beobachteten EIKEBROKK et al. (2004) eine stetige Zunahme der natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffe (NOM) im Beobachtungszeitraum 1990 bis 2002 sowohl in Teilen Europas als auch Nordamerikas. In einigen Oberflächengewässern erhöhte sich die Färbung des Rohwassers auf das Doppelte bis Dreifache des Ausgangswertes. Als Folge einer Veränderung der Zusammensetzung der NOM fällt dabei der Anstieg der Färbung höher aus als der des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). Ein Anstieg der Konzentration an Huminstoffen sowie des spektralen Adsorptionskoeffizienten bei 254 nm (SAK₂₅₄) wurde in den vergangenen Jahren ebenfalls in den Oberflächengewässern zentraleuropäischer Mittelgebirge beobachtet (GRUNEWALD & SCHMIDT, 2005). Obwohl die Prozesse noch nicht vollständig beschrieben werden können, ist der Anstieg der NOM-Konzentrationen in den Oberflächengewässern mit der Änderung der klimatischen Bedingungen verbunden (EIKEBROOK et al., 2004; GRUNEWALD & SCHMIDT, 2005). In Bild 1 sind die Faktoren, die den Huminstoffeintrag in die Gewässer beeinflussen schematisch dargestellt.

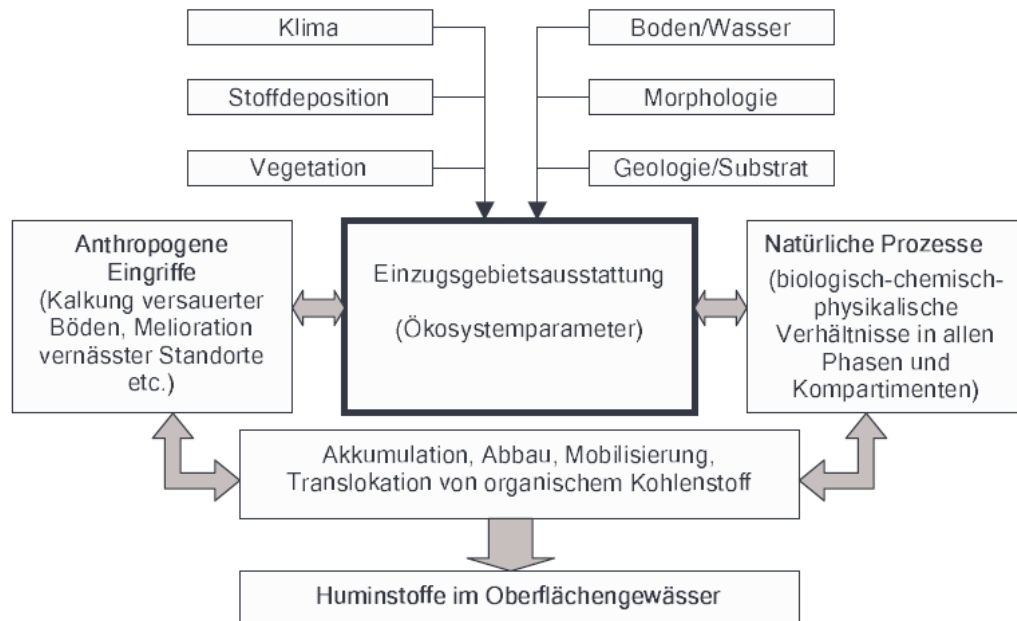


Bild 1: Huminstoff-Eintrag bestimmende Faktoren (GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)

Folgende Zusammenhänge führen im Zuge des Klimawandels zu einer Erhöhung der NOM-Konzentration in Gewässern (EIKEBROOK et al., 2004):

- Ein erhöhter Oberflächenabfluss führt zu einem höheren Grad an Wechselwirkung mit dem Gewässerbett. Organische Bodensubstanz wird verstärkt remobilisiert.
- Ein Temperaturanstieg führt zur Bildung veränderter Ökosysteme, zum Wechsel der NOM-Produzenten und NOM-Produkte.
- Durch mildere Winter, veränderte Frostperioden und Änderung des Regen-Schnee-Verhältnisses bildet der Boden neue Auswaschprofile. Die Pufferwirkung des Schnees entfällt, der Niederschlag läuft unmittelbar in die Gewässer ab. Durch Verschiebung der Wasserscheiden verändern sich die Einzugsgebiete.
- Durch Änderungen in der Waldwirtschaft, z. B. weniger Laub- und mehr Nadelbäume sowie höheres Waldvolumen durch verstärktes Wachstum, ändert sich die NOM-Zusammensetzung pflanzlichen Ursprungs.

Als weitere Ursachen für die sich verändernden NOM-Konzentrationen und deren Zusammensetzung werden der Wandel in der Landnutzung und die Verringerung des sauren Regens genannt.

2.2 Zustand und Entwicklung der Wasserqualität der Elbe

Die Elbe durchfließt die REGKLAM-Modellregion von km 0 bis 139,5 nach deutscher Kilometrierung. Ergebnisse, die im Rahmen des Forschungsprojektes GLOWA-Elbe aus der Abflussmodellierung auf Basis ausgewählter Klimaprojektionen gewonnen wurden, lassen für die Elbe und ihre Nebenflüsse häufigere und länger andauernde Phasen von Niedrigwasser vor allem in den Sommermonaten erwarten (WECHSUNG et al., 2006). Das Wasserdargebot im Elbeeinzugsgebiet wird sich in Zukunft deutlich vermindern. Gleichzeitig wird ein Anstieg der Verdunstung prognostiziert, der in den Wasserüberschussgebieten entlang der Mittelgebirgszüge des Einzugsgebietes besonders stark ausfallen wird. Infolgedessen gehen die mittleren

Jahresdurchflüsse an den wichtigsten Teilgebietsausflüssen und im Elbestrom deutlich zurück (CONRADT et al., 2008). Dagegen konnte unter Anwendung von regionalen Klimamodellen bisher keine signifikante Erhöhung der Hochwassergefahr für die Elbe abgeleitet werden (SCHMIDT et al., 2009).

In dem hier betrachteten Abschnitt wird die Elbe auf Basis des Saprobiensystems in die Gewässergüteklasse II „mäßig belastet“ eingestuft (KÜCHLER & HARNAPP, 2004). Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gibt zur Indikation des guten ökologischen Zustands mehrere biologische Parameter vor. Für die Elbe, die durch starkes Phytoplanktonwachstum auf der Fließstrecke und hohe Algenbiomassen geprägt wird, nimmt die Chlorophyllkonzentration als Kenngröße für die Phytoplanktonbiomasse einen besonderen Stellenwert zur Indizierung der Wasserqualität ein (QUIEL et al., 2008a).

Bei der Gesamtbewertung nach Wasserrahmenrichtlinie WWRL wird der Zustand der Elbe in der Modellregion als „ökologisch unbefriedigend“ eingestuft (FGG, 2010). Diese Bewertung ist auf den Parameter Phytoplankton zurückzuführen, der eine hohe Nährstoffbelastung anzeigt. Weiterhin werden für einzelne spezifische Schadstoffe die Umweltqualitätsnormen nicht eingehalten (Polychlorierte Biphenyle in Sedimenten und Makrophyten). Aufgrund der Konzentrationen an prioritären gefährlichen Schadstoffen (Benzo(g,h,i)-perylene und Indeno(1,2,3-cd)-pyren) wird auch der chemische Zustand dieses Elbeabschnitts als „nicht gut“ bewertet.

In der Modellregion schwanken die Konzentrationen von Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor in der Elbe im Jahresverlauf deutlich. Die höchsten Frachten wurden zumeist im Frühjahr festgestellt (FGG, 2010). Hohe Nährstoffkonzentrationen können während der Vegetationsperiode zu einer Massenentwicklung des Phytoplanktons führen.

Messergebnisse zeigten, dass es im Sommer zu einem deutlichen Unterschied der Sauerstoffkonzentration am Tag und in der Nacht kam, der auf die biogene Sauerstoffproduktion zurückgeführt werden kann. Dies wurde an Hand des Algenwachstums, gemessen als Chlorophyll-a, belegt. In Sachsen traten die Sauerstoff-Maxima im Frühjahr auf. Maximale pH-Werte wurden hingegen in der Vegetationsperiode im Zeitraum von Mai bis September erreicht (FGG, 2010).

Die Einleitung von Nährstoffen aus punktförmigen und diffusen Quellen in die Elbe wurde durch eine bessere Klärung der Abwässer und Absenkung der Nährstoffüberschüsse seit 1990 deutlich vermindert. LEHMANN & RODE (2001) stellten bei einem Vergleich von Messdatenreihen vor und nach 1990 fest, dass es in der Elbe aufgrund der Verringerung der Nährstoffeinträge zu einer Veränderung des Metabolismus und einer deutlichen Verbesserung der Wasserqualität kam. Die Ergebnisse zeigten, dass ab 1992 im Gegensatz zu den Jahren vor 1989 autotrophe Prozesse in der Elbe dominieren und die Primärproduktion einen höheren Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt erreichte. Der chemische Sauerstoffbedarf, als Ausdruck für die organische Belastung, sank um 55 %. Allerdings zeigte sich, dass die Verringerung der Konzentrationen an organischen Stoffen und Nährstoffen keinen signifikanten Einfluss auf die Primärproduktion hatte.

Eine Auswertung historischer meteorologischer und hydrologischer Daten (1961 – 2009) ergab, dass am Standort Dresden die Niederschlagsspitzen nicht notwendigerweise mit Abflussspitzen und damit mit hohen Wasserständen einhergehen. Es konnte kein Zusammenhang zwischen Niederschlag und Wasserstand festgestellt werden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der für die Elbe an diesem Standort abflusswirksame Niederschlag weiter flussaufwärts niedergeht und aufgrund der großen regionalen Variabilität der Niederschläge nicht mit den an der Station Dresden-Klotzsche aufgezeichneten Niederschlägen vergleichbar ist.

Für den Standort Dresden-Hosterwitz, an dem Elbewasser und Uferfiltrat zur Trinkwasseraufbereitung entnommen wird, wurden historische Datenreihen der Rohwasseranalysen des Wasserversorgers (DREWAG Stadtwerke Dresden GmbH) ausgewertet.

In Bild 2 sind die Boxplots einiger für die Trinkwasseraufbereitung relevanter Größen dargestellt. Die Wassertemperatur lag in einem für Fließgewässer dieser Ordnung typischen Bereich von 0 bis 26 °C und zeigt eine starke Korrelation (Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman $r_s = 0.897$) zur Lufttemperatur (Station Dresden-Klotzsche). Um nicht nur den quantitativen, sondern auch den funktionalen Zusammenhang zu ermitteln, wurde eine Regressionsanalyse beider Datenmengen vorgenommen, die zeigte, dass die Wassertemperatur zu einem großen Anteil durch eine lineare Regression der Lufttemperatur erklärt werden kann.

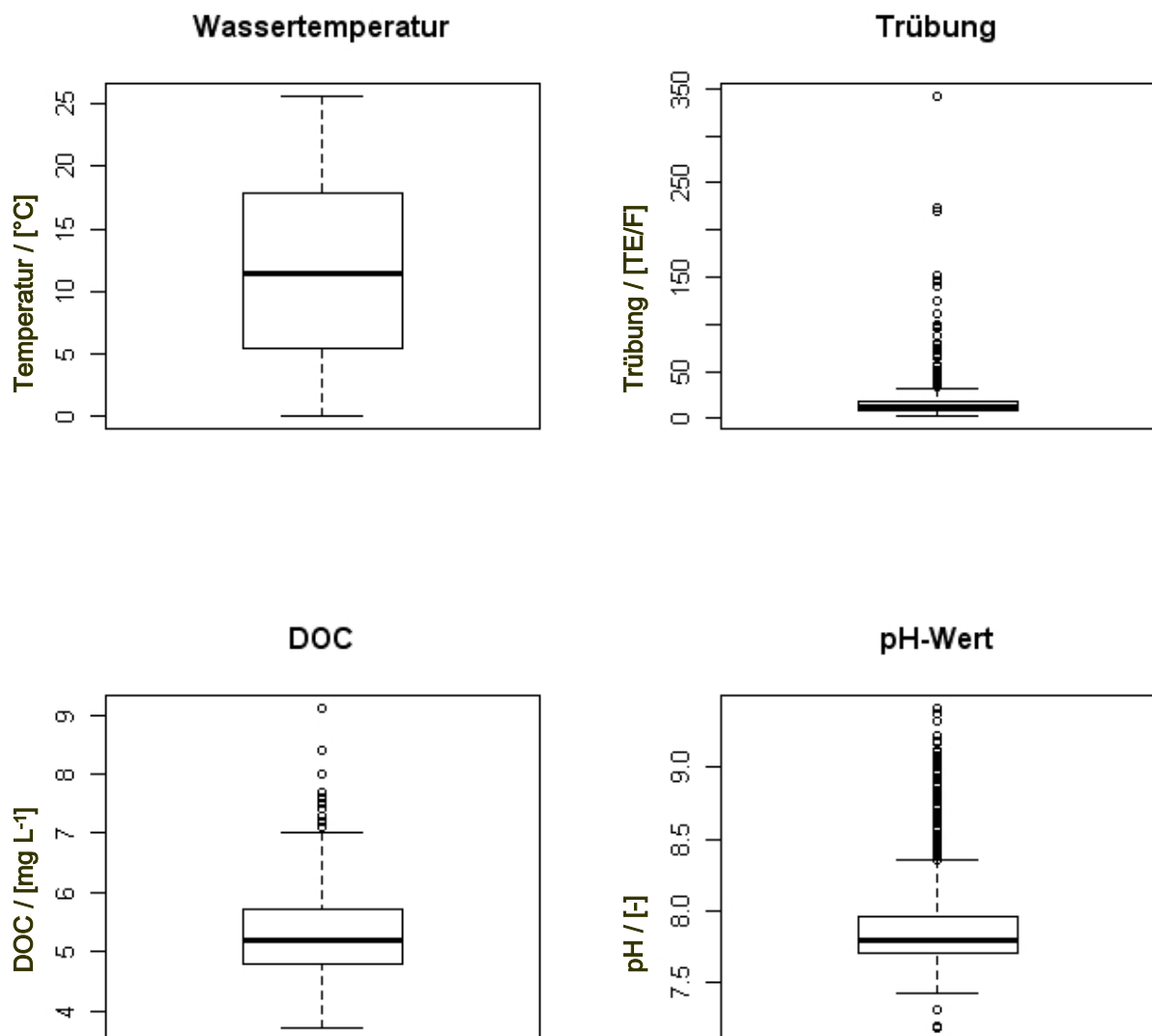


Bild 2: Messwerte am Standort Dresden-Hosterwitz von 1995 bis 2009

Der Boxplot der Trübung in Bild 2 zeigt eine relativ große Anzahl von ausreißerverdächtigen Werten. Während der Interquartilsabstand zwischen 8,3 und 18 TE/F liegt, wurden zahlreiche Trübungsextrema (bis zu 342 TE/F) gemessen. Die extrem hohen Trübungswerte gehen aber nicht zwangsläufig mit hohen Wasserständen einher, so dass sie wahrscheinlich zum Teil auf

starke lokale kurzzeitige Trübungseinträge bzw. Sedimentmobilisierungen, z. B. durch waserbauliche Aktivitäten, zurückzuführen sind. Die Verteilung der Trübungswerte ist links-schief, das heißt Trübungswerte unter 18 TE/F (Mittelwert) traten häufiger auf als höhere Messwerte.

Der pH-Wert lag im Mittel zwischen 7,7 und 8,0. Hohe pH-Werte traten vor allem in den späten Frühjahrs- und Sommermonaten auf und entstanden vermutlich in Verbindung mit zunehmender Eutrophierung. Ein Trend ließ sich an Hand von Zeitreihen nicht erkennen. Allerdings lagen die Messwerte 2003 in der Gesamtheit deutlich höher als in den anderen Jahren. Dies ist vermutlich auf die lang anhaltende Hitze- und Trockenperiode im Sommer 2003 zurückzuführen, bei der es lang anhaltend zu Niedrigwasserständen und zu einer starken Eutrophierung in der Elbe kam.

Die Konzentration an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) lag zwischen 3,7 und 9,1 mg/L mit einem Median von 5,2 mg/L und variiert relativ stark. In Bild 3 ist die Zeitreihe für die DOC-Konzentration für die Jahre 1995 bis 2009 dargestellt. Saisonale Schwankungen konnten nicht festgestellt werden. Für den Zeitraum von 1995 bis 2000 ist bei linearer Regression ein Absinken der DOC-Konzentration zu verzeichnen. In den Folgejahren liegen die Messwerte wieder deutlich höher und es ist ein wieder ansteigender Trend zu beobachten. Dieser Verlauf lässt sich vermutlich durch die Veränderung der Einträge an organischen Stoffen in die Fließgewässer erklären (siehe Abschnitt 2.1). Nach 1990 kam es u. a. durch den Bau und Ausbau von Kläranlagen im Oberlauf zu einer deutlichen Verringerung der organischen Belastung (LEHMANN & RODE, 2001). Im Gegensatz dazu kam es in den Mittelgebirgen im Elbeeinzugsgebiet zu einer verstärkten Mobilisierung von organischer Bodensubstanz (EIKEBROOK et al., 2004, siehe Abschnitt 2.1), die zu einem Ansteigen der organischen Frachten in den Nebenflüssen und damit der Elbe selbst führte. Daraus resultierte eine Umkehr des Trends in der DOC-Konzentration.

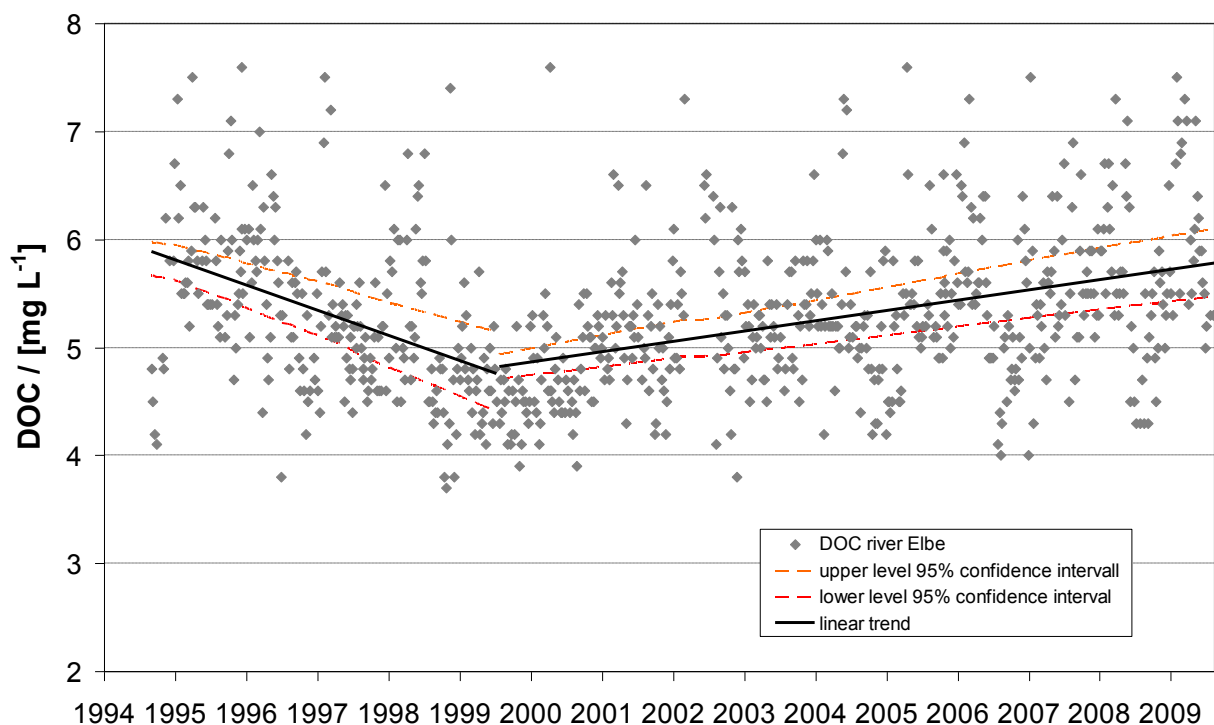


Bild 3: DOC-Konzentration am Standort Dresden-Hosterwitz

In Bild 4 sind die Boxplots für die Messwerte der Konzentrationen von ortho-Phosphat, Nitrat, Nitrit und Ammonium dargestellt. Die Boxplots zeigen für alle vier Parameter eine Reihe ausreißerverdächtiger Messwerte im oberen Bereich. Zeitreihen der Messdaten zeigen, dass die Konzentration an ortho-Phosphat im Frühjahr stets am niedrigsten war und dann im Frühsommer mit Beginn des verstärkten mikrobiologischen Wachstums sprunghaft anstieg. Die jährlichen Maxima für ortho-Phosphat traten in den warmen Sommermonaten auf, da hier der mikrobielle Stoffwechsel am höchsten war. Im Gegensatz dazu lagen die jährlichen Maxima für Ammonium und Nitrit zumeist in den Wintermonaten, in denen die Nitrifikation durch niedrige Wassertemperaturen beeinträchtigt war. Im Frühjahr wird bei steigenden Temperaturen und hohem Sauerstoffgehalt Ammonium bakteriell zu Nitrat oxidiert. Gleichzeitig können hohe Nitratreinträge durch Düngung in Verbindung mit Starkniederschlägen und Hochwässern auftreten, so dass die jährlichen Maxima der Nitratkonzentration in den Frühjahrsmonaten lagen.

Die höchste Sauerstoffkonzentration wurde stets im Frühjahr erreicht, während es in den Sommermonaten bei hohen Wassertemperaturen zu niedrigen Sauerstoffkonzentrationen kam. Anscheinend wird die biogene Sauerstoffproduktion durch das Phytoplankton durch die Sauerstoffzehrung derart überlagert, dass es zu einem Absinken der Sauerstoffkonzentration kommt.

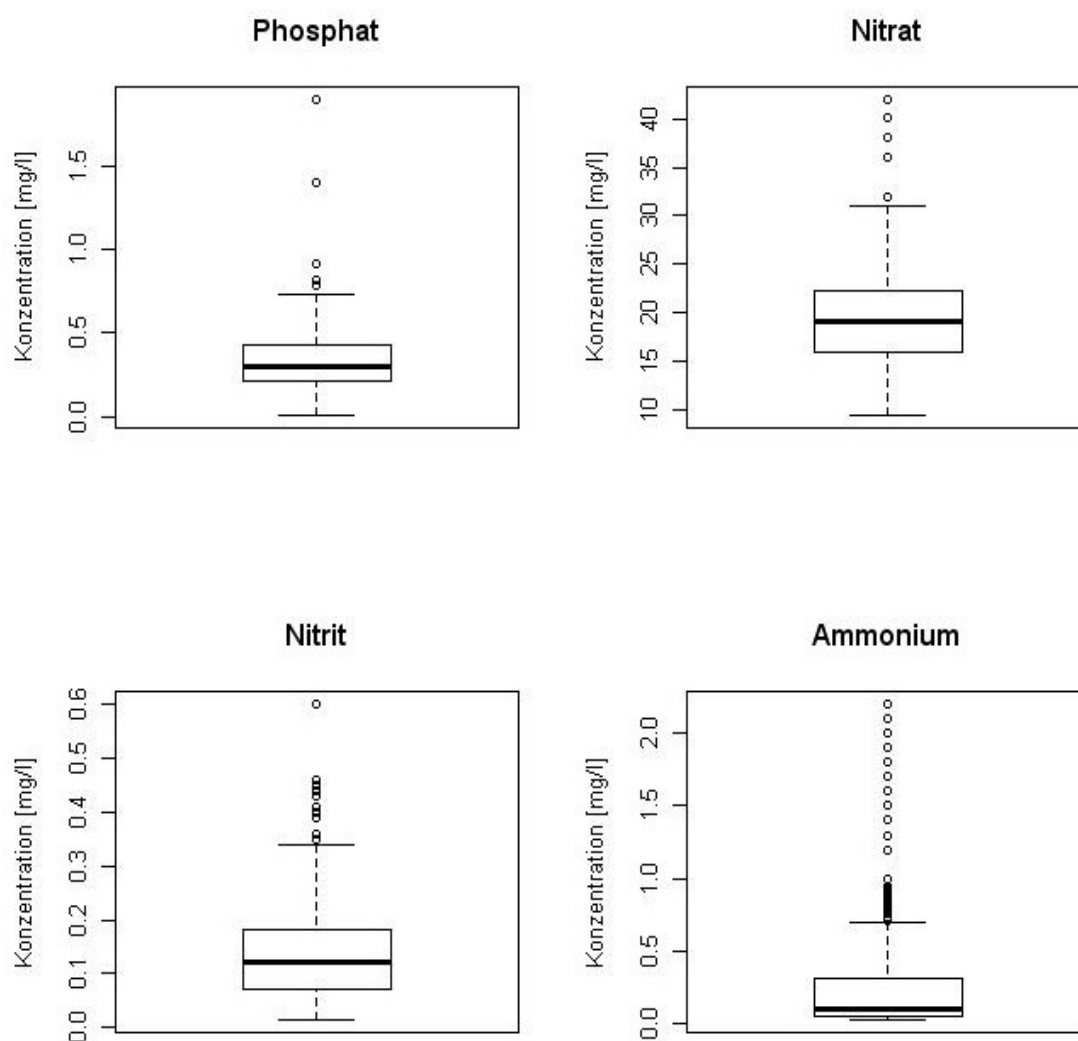


Bild 4: Messwerte am Standort Dresden-Hosterwitz von 1995 bis 2009

Um die Beziehungen der einzelnen Parameter zu bewerten, wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Da die Datenreihen nicht unbedingt normal verteilt und linear abhängig sind, wurde für alle Parameter der nichtparametrische Rangkorrelations-Koeffizient r_s mit der vereinfachten Gleichung nach Spearman gebildet (Gleichung 1).

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_i (rg(x_i) - rg(y_i))^2}{n(n^2 - 1)}$$

Gleichung 1

$rg(x_i)$... der Rang von x_i

n ... Anzahl der Wertepaare

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse der Messdaten am Standort Dresden-Hosterwitz von 1995 bis 2009 sind in Tabelle 1 dargestellt. Das Vorzeichen von r_s gibt an, ob die Werte in einem positiven oder einem negativen Zusammenhang stehen. Je mehr sich der Wert Null annähert, desto schwächer ist der Zusammenhang. Beträgt der Rangkorrelations-Koeffizient $+0,5 < r_s < +1,0$ bzw. $-0,5 > r_s > -1,0$ liegt ein deutlicher bis hoher Zusammenhang vor.

Tabelle 1: Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman für Messwerte in Dresden-Hosterwitz von 1995 bis 2009

| | T_{Wasser} | Trüb. | O_2 | pH | NH ₄ | Nitrit | Nitrat | PO ₄ | DOC | W | P | TM _{Luft} |
|---------------------|---------------------|--------|--------|--------|-----------------|--------|--------|-----------------|--------|--------|--------|--------------------|
| T_{Wasser} | \ | 0,075 | -0,772 | 0,334 | -0,795 | -0,493 | -0,591 | 0,048 | 0,204 | -0,445 | 0,029 | 0,897 |
| Trüb. | 0,075 | \ | -0,012 | -0,005 | -0,025 | 0,327 | 0,188 | -0,132 | 0,100 | 0,521 | 0,048 | 0,117 |
| O_2 | -0,772 | -0,012 | \ | 0,152 | 0,495 | 0,175 | 0,390 | -0,429 | -0,256 | 0,412 | -0,054 | -0,643 |
| pH | 0,334 | -0,005 | 0,152 | \ | -0,527 | -0,494 | -0,329 | -0,518 | -0,155 | -0,219 | 0,017 | 0,330 |
| NH ₄ | -0,795 | -0,025 | 0,495 | -0,527 | \ | 0,322 | 0,571 | 0,202 | -0,129 | 0,342 | 0,035 | -0,741 |
| Nitrit | -0,493 | 0,027 | 0,175 | -0,494 | 0,622 | \ | 0,610 | 0,317 | -0,185 | 0,268 | -0,014 | -0,472 |
| Nitrat | -0,591 | 0,188 | 0,390 | -0,329 | 0,571 | 0,310 | \ | 0,201 | -0,261 | 0,422 | 0,011 | -0,479 |
| PO ₄ | 0,048 | -0,132 | -0,429 | -0,518 | 0,202 | 0,317 | 0,201 | \ | -0,003 | -0,346 | 0,028 | -0,030 |
| DOC | 0,204 | 0,100 | -0,256 | -0,155 | -0,129 | -0,185 | -0,261 | -0,003 | \ | 0,063 | -0,022 | 0,170 |
| W | -0,445 | 0,521 | 0,412 | -0,219 | 0,342 | 0,268 | 0,422 | -0,346 | 0,063 | \ | -0,023 | -0,338 |
| P | 0,029 | 0,048 | -0,054 | 0,017 | 0,035 | -0,314 | 0,011 | 0,028 | -0,022 | -0,023 | \ | -0,017 |
| TM _{Luft} | 0,897 | 0,117 | -0,643 | 0,330 | -0,741 | -0,472 | -0,479 | -0,030 | 0,170 | -0,338 | -0,017 | \ |

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse bestätigen die vorher getroffenen Aussagen. Lufttemperatur und Wassertemperatur zeigen einen starken positiven Zusammenhang ($r_s = 0,897$). Die Sauerstoffkonzentration und die Ammoniumkonzentration besitzen eine negative Korrelation zur Wassertemperatur, d. h. hohe Konzentrationen treten bei niedriger Wassertemperatur auf. Die Trübung zeigt zu keinem der anderen Parameter einen Zusammenhang außer zum Wasserstand. Diese Beziehung wird dadurch abgeschwächt, dass es bei hohen Wasserführungen gleichzeitig zu einem Verdünnungseffekt kommt. Auch die DOC-Konzentration weist keine deutlichen Zusammenhänge zu den anderen Messwerten auf. Sehr viele der betrachteten Parameter stehen im Zusammenhang mit dem Wasserstand, dem pH-Wert und der Sauerstoffkonzentration. Für den Niederschlag am Standort Klotzsche (P) konnte, wie erwartet, keine Beziehung zum Wasserstand und zu den Gewässergüteparametern hergestellt werden.

2.3 Prognose der Wasserqualität der Elbe

Zur Prognose der zukünftigen Entwicklung der Wasserqualität der Elbe wurden bereits einige Forschungsarbeiten unter Nutzung verschiedener Gewässergütemodelle für unterschiedliche Klimaszenarien durchgeführt.

BEHRENDT et al. (2008) berechneten mit Hilfe des Gewässergütemodells MONERIS zukünftige Nährstoffeinträge und -frachten im Elbeeinzugsgebiet. Den Szenarioberechnungen wurden Ergebnisse des regionalisierten Klimamodells STAR (Niederschlag, Temperatur) des hydrologischen Modells SWIM (CONRADT et al., 2008) und des agrarökonomischen Modells RAUMIS zugrunde gelegt. Aus den SWIM-Realisierungen wurde jeweils ein Jahr ermittelt, das die Niederschlags-, Abfluss- und Temperaturbedingungen für künftig mögliche feuchte, mittlere und trockene Bedingungen repräsentiert. Die Ergebnisse zeigten, dass veränderte Klimabedingungen und Abflüsse nur im Fall von sich einstellenden trockenen Bedingungen eine deutliche Reduzierung der gesamten Nährstoffeinträge und Frachten im Elbeeinzugsgebiet bewirken. Für mittlere und feuchte Bedingungen ergeben sich gegenüber dem Ist-Zustand (Mittel der Jahre 2001 bis 2005) nur geringe bzw. keine Veränderungen. Bei künftigen trockenen Bedingungen vermindert sich der Abfluss um 31% gegenüber dem Ist-Zustand, so dass mit deutlich längeren Niedrigwasserperioden gerechnet werden muss.

QUIEL et al. (2008b) ermittelten den Einfluss des globalen Wandels auf Phytoplankton und Nährstoffumsatz in der Elbe mit Hilfe des deterministischen Gewässergütemodells QSim. Sie stellten fest, dass unter dem regionalisierten A1B-Klimaszenario mit einer erheblichen Zunahme der mittleren Chlorophyllkonzentration an der oberen und mittleren Mittel Elbe und einer leichten Zunahme an der unteren Mittel Elbe zu rechnen sein wird. Das Maximum der Algenbiomasse verlagert sich bei abnehmenden Abflüssen aufgrund der verminderten Fließgeschwindigkeit und damit längeren Aufenthaltszeit des Wassers stromaufwärts. Weiterhin werden die Klimaänderungen (erhöhte Globalstrahlung, erhöhte Temperatur), reduzierte Abflüsse sowie die geringere Lichtlimitation zu einer erhöhten Bruttoprimärproduktion führen. Daraus resultiert ein deutlich erhöhter Biomassezuwachs des Phytoplanktons, auch im oberen Elbelauf. Bei mittleren Abflüssen ergeben sich nur geringe Änderungen in der Chlorophyllkonzentration gegenüber dem heutigen Zustand, auch bei starkem Rückgang der Nährstoffkonzentrationen entlang der Fließstrecke, da es zu keiner deutlichen P-Limitierung des Phytoplanktons kommen wird.

3. Uferfiltration

3.1 Das Verfahren der Uferfiltration

Uferfiltration bezeichnet die Gewinnung von Wasser aus einem oberirdischen Gewässer, das aufgrund über Brunnen erzeugter Potentialgefälle in den Untergrund (Grundwasserbereich) gelangt. Die Verweilzeiten des Wassers im Boden betragen in Abhängigkeit vom Abstand des Brunnens zum Flussufer, der Durchlässigkeit des Bodens und des hydraulischen Gradienten zwischen wenigen Wochen und 1...2 Jahren (JEKEL, 2004). Während der Bodenpassage werden durch die Filtrationswirkung sowie durch chemische und biologische Prozesse partikuläre, kolloidale und ein Teil der gelösten organischen und anorganischen Wasserinhaltsstoffe entfernt und hygienisch relevante Mikroorganismen zurückgehalten. Die Uferfiltration bietet weiterhin den Vorteil, dass Schwankungen der Temperatur und der Konzentrationen einzelner Wasserinhaltsstoffe im Oberflächenwasser während der Bodenpassage ausgeglichen werden können (Leitfaden Exportorientierte F&E Teil 1, 2006).

Die Wirkungsweise der Uferfiltration im Rahmen der Trinkwasseraufbereitung wird von JEKEL (2004) wie folgt beschrieben:

- weitgehender Rückhalt von Partikeln, Kolloiden und pathogenen Keimen durch Filterwirkung,
- Entfernung von Ionen und hydrophoben organischen Stoffen durch Fällung bzw. Sorption
- Entfernung von Ammonium und abbaubaren organischen Wasserinhaltsstoffen durch biologische Oxidation
- Denitrifikation unter anoxischen Bedingungen,
- sorptiver Rückhalt von Spurenmetallen,
- Rücklösung von Eisen und Mangan durch reduzierende Verhältnisse möglich, evtl. auch Bildung von Ammonium, Schwefelwasserstoff und Methan,
- kein effizienter Rückhalt von polaren, biologisch schwer abbaubaren organischen Stoffen,
- Konzentrationsausgleich, Temperatenausgleich,
- Verdünnung mit landseitigem Grundwasser.

Die Reinigungswirkung der Bodenpassage hängt vor allem von der Qualität des Oberflächenwassers, von Fließzeit und -strecke, Bodenbeschaffenheit sowie der Temperatur im Oberflächenwasser und im Untergrund ab (SCHULTE-EBBERT, 2004). Das Redoxmilieu im Boden bildet einen wesentlichen Faktor für den Abbau organischer Stoffe sowie die Immobilisierung von Schwermetallen und anderer anorganischer Spurenelemente im Untergrund (SCHMIDT & LANGE, 2005). Diese Prozesse werden unter anderem durch den Sauerstoffgehalt und die Konzentration an organischem Kohlenstoff, die Art und Konzentration der gelösten Wasserinhaltsstoffe sowie durch die Dynamik des Wasserstandes des Oberflächenwassers beeinflusst (SCHULTE-EBBERT, 2004).

Die Uferfiltration ist eine effiziente Möglichkeit, um organische Inhalts- sowie Trübstoffe zurückzuhalten. Der Rückhalt organischer Stoffe (DOC) wird unter anderem auch von deren Zusammensetzung beeinflusst. Innerhalb der besonders aktiven Bereiche (z. B. Flusssediment) wird die organische bzw. mikrobielle Substanz oxidiert. 20...50 % des biologisch abbaubaren DOC können dabei entfernt werden (SPRENGER et al. 2011). Nicht erschließbare Reste, die Huminstoffe, bleiben größtenteils erhalten. Dadurch weist Wasser, das durch Uferfiltration gewonnen wurde, eine veränderte Zusammensetzung gegenüber Flusswasser in Form eines deutlich erhöhten Huminstoff-Anteils auf (SCHULTE-EBBERT 2004, SPRENGER et al. 2011). Trübstoffe werden hingegen effektiv unabhängig von der Feststoffbelastung des Fließgewässers reduziert.

Aus den Brunnen wird in der Regel ein Gemisch aus echtem Grundwasser und infiltriertem Wasser gefördert, wobei die Anteile je nach Lage der Brunnengalerien und den Strömungsverhältnissen im Untergrund variieren. Durch die Auswahl eines geeigneten Bewirtschaftungsregimes der Brunnen können das Mischungsverhältnis sowie die Fließzeiten und Strömungsverhältnisse im Untergrund beeinflusst werden (GRISCHEK, 2003).

Je nach der Qualität des Oberflächenwassers und der Reinigungswirkung der Untergrundpassage kommen verschiedene Verfahren zur Aufbereitung des Uferfiltrats zum Einsatz. Nach dem so genannten Düsseldorfer Verfahren werden zur Aufbereitung des Uferfiltrats schadstoffbelasteter Flüsse die Verfahrensstufen Ozonung, Entsäuerung, Mehrschichtfiltration über Aktivkohle und Desinfektion mit Chlordioxid eingesetzt. Bei weniger stark belasteten Oberflächengewässern kann der Aufbereitungsaufwand für das Uferfiltrat erheblich verringert wer-

den. An manchen Standorten an der Elbe müssen auch Eisen und Mangan aus dem Uferfiltrat entfernt werden (JEKEL, 2004).

Durch erhöhte Trübstofffrachten sowie durch Milieuverschiebungen kann es zur Kolmation der Infiltrationsflächen im Oberflächenwasser kommen. Dabei tritt ein Rückgang der Uferfiltrationsrate ein. Ist der Wasserbedarf an dem jeweiligen Standort größer als die förderbare Uferfiltratmenge bietet sich das Verfahren der künstlichen Grundwasseranreicherung durch Infiltration an. Dabei wird das Flusswasser direkt oder nach voriger Aufbereitung über Versickerungsanlagen in den Untergrund infiltriert.

3.2 Mögliche Veränderungen der Qualität des Uferfiltrates durch den Klimawandel

Bereits geringe Veränderungen der Bedingungen in einem bestehenden Uferfiltratsystem können die hydraulischen, physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Prozesse im Boden stark beeinflussen (Leitfaden Exportorientierte F&E Teil 1, 2006). Damit sind auch bei klimatisch induzierten Veränderungen der Abflussbedingungen und der Qualität des Oberflächenwassers Veränderungen der Eliminierungs- und Umwandlungsprozesse bei der Bodenpassage und damit eine Veränderung der Matrix der Wasserinhaltsstoffe im Uferfiltrat zu erwarten.

Die Veränderungen der Abflussbedingungen im Oberflächenwasser sowie erhöhte Trübstofffrachten können zu einer verstärkten Kolmation und damit zu einer Beeinträchtigung der Infiltrationsleistung führen (SCHUBERT, 2005a). Wechselnde Wasserführungen im Flussbett können Veränderungen der hydraulischen Bedingungen im Boden hervorrufen, die zur Auswaschung der ungesättigten Zone führen. Werden durch wechselnde Milieubedingungen Desorptionsvorgänge angeregt, kann es auch zur Remobilisierung von organisch gebundenen Schwermetallen sowie zur Beeinträchtigung der Entfernung von organischen Schadstoffen kommen. Erhöhungen der Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs im Fließgewässer können ebenfalls zu einer Störung des Sorptionsgleichgewichtes im Boden und damit zu einer Beeinträchtigung der Reinigungswirkung der Uferfiltration führen. Der verstärkte mikrobielle Abbau des Substrates führt zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung und damit zu einem Absinken des Redoxpotenzials, so dass vermehrt Eisen- und Mangan-Ionen in ihre lösliche Form überführt werden. Dadurch ist weiterhin mit einer Remobilisierung von sorptiv an die Metalloxyde gebundenen Schwermetallen und Arsen zu rechnen (Leitfaden Exportorientierte F&E Teil 1, 2006).

Zu geringe Sauerstoffkonzentrationen im Rohwasser beeinträchtigen die aeroben Abbauprozesse bei der Untergrundpassage und damit vor allem die Reinigungswirkung der Uferfiltration für gelöste organische Wasserinhaltsstoffe. Durch Milieuveränderungen kann auch der mikrobielle Abbau von organischen Schadstoffen beeinträchtigt werden.

Erhöhte Temperaturen im Rohwasser tragen außerdem zu einer stärkeren Sauerstoffzehrung und zu einer Beschleunigung des mikrobiologischen Abbaus organischer Stoffe bei (SCHOENHEINZ & WORCH 2005). Erhöhte Konzentrationen an organischem Kohlenstoff sowie hohe Temperaturen im Oberflächenwasser können den Rückhalt von Mikroorganismen bei der Uferfiltration beeinträchtigen (Leitfaden Exportorientierte F&E Teil 1, 2006).

Die zukünftig erwarteten klimatischen Veränderungen werden das Abflussverhalten der Elbe in der Region Dresden nachhaltig beeinflussen (siehe Abschnitt 2.2). Daraus resultierend werden sich kurzzeitige sowie auch langfristige Veränderungen in der Flusswasserqualität im Hinblick auf die Parameter Temperatur, pH-Wert, DOC-Konzentration, Trübung und Sauer-

stoffkonzentration ergeben, die wesentlichen Einfluss auf die Prozesse der Uferfiltration haben. Die Komplexität der Wirkungsgefüge der physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge bei der Uferfiltration erschwert allerdings eine Vorhersage der Qualität des geförderten Uferfiltrats. Durch LENK et al. (2005) wurde ein nicht-lineares, multiples Regressionsmodell aufgestellt, welches eine Abschätzung des Rückhaltes an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) durch die Untergrundpassage in Abhängigkeit von der DOC-Konzentration im Oberflächenwasser und der Verweilzeit im Untergrund erlaubt.

Die geschilderten Zusammenhänge lassen daher nur eine kausale Herleitung möglicher Veränderungen der Beschaffenheit des Uferfiltrates durch klimatisch bedingte Einflüsse zu. Es werden Änderungen folgender Güteparameter im Uferfiltrat erwartet:

- pH-Wert
- Sauerstoffkonzentration
- Konzentration an gelösten organischen Stoffen
- Konzentration an Eisen und Mangan sowie Schwermetallen und Arsen
- Konzentration an organischen Schadstoffen, die bei der Uferfiltration durch mikrobiellen Abbau bzw. Sorptionsvorgänge zurückgehalten werden
- Gesamtkeimzahl, Anzahl pathogener Bakterien.

Die Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat wird durch geringere Abflüsse und damit niedrigere Wasserstände beeinflusst. Bei gleich bleibender Fördermenge erhöht sich der landseitige Zufluss, das landseitige Einzugsgebiet vergrößert sich. Erhöhte Frachten an Trübstoffen sowie partikulärem organischem Material können zu einer Verstärkung der Kolmation der Gewässersohle führen. Die Ausprägung der Kolmationszone und damit die mögliche Infiltrationsrate durch die Gewässersohle werden entscheidend durch die hydrologischen Verhältnisse im Fließgewässer beeinflusst (SCHUBERT, 2005b). Damit ist auch eine Beeinträchtigung der möglichen Fördermenge an Uferfiltrat durch klimatisch bedingte Veränderungen denkbar.

4. Mögliche Anpassungen der Trinkwasseraufbereitung an veränderte Rohwasserqualitäten

4.1 Verfahren bei der Aufbereitung zu Trinkwasser

4.1.1 Gasaustausch/ Belüftung

Unter Gasaustausch versteht man in der Wasseraufbereitung die Absorption von gasförmigen Stoffen in Wasser und die Desorption aus der Lösung in die Gasphase in Folge eines Konzentrationsgefälles und bedingt durch die jeweiligen physikalischen Eigenschaften des Gases (HENRY-Konstante). Die Kinetik des Gasaustausches ist weiterhin abhängig vom Durchmischungsgrad sowie der Größe der wirksamen Grenzfläche, die sich zwischen den beiden Phasen ausbildet.

Durch die Belüftung kommt es zum Sauerstoffeintrag in sauerstofffreie bzw. sauerstoffarme Wässer, wie es Grundwässer sowie Uferfiltrate in der Regel sind. Dabei kommt es neben der Anhebung der Sauerstoffkonzentration zur Oxidation von gelösten Verbindungen wie Eisen und Mangan.

Bei einer offenen Belüftung kommt es neben dem Sauerstoffeintrag zum Ausgasen ("Strippen") von Kohlendioxid und anderen leichtflüchtigen im Wasser gelösten Gasen, wenn entsprechende Konzentrationsgefälle vorliegen. Damit wird das Wasser physikalisch entsäuert

und unerwünschte Gase, wie Schwefelwasserstoff, Ammoniak sowie leicht flüchtige organische Verbindungen werden partiell aus dem Wasser entfernt.

Für die Belüftung kommen verschiedene technische Lösungen, wie Verdünsungsanlagen, Kaskaden, Intensivbelüftungsanlagen, Wellbahnbelüfter und Füllkörperkolonnen, zum Einsatz, die in ihrem Wirkungsgrad bezüglich der Desorption sehr unterschiedliche Werte aufweisen können.

Belüftungsverfahren werden auf die zu erbringende Aufbereitungsleistung optimal ausgelegt. Eine Anpassung an veränderte Rohwasserbedingungen ist nur mit relativ großem Aufwand durch Erweiterung oder Rückbau bzw. bautechnische Veränderungen möglich.

4.1.2 Flockung

In der Trinkwasseraufbereitung werden Flockungsverfahren mit dem Ziel eingesetzt, partikuläre, kolloidale und zum Teil gelöste organische und anorganische Substanzen aus dem Rohwasser zu entfernen. Als Flockungsmittel kommen in der Regel Salze dreiwertiger Aluminium- oder Eisen-Ionen zum Einsatz.

Die Flockung der natürlichen suspendierten Stoffe erfolgt in Abhängigkeit der physikalischen und chemischen Randbedingungen nach unterschiedlichen Mechanismen. Bei der Adsorptionskoagulation mit Ladungsneutralisation hängen die Bildung und die Stabilität der Flocken wesentlich vom pH-Wert während des Entstabilisierungsprozesses sowie von der Flockungsmittelkonzentration und von der Partikelkonzentration im Rohwasser ab. Bei einer Einschluss- oder Mitfällungsflockung findet durch die stöchiometrische Überdosierung des Flockungsmittels im mittleren pH-Wert-Bereich eine Fällung der hydrolysierten Metallionen zu Metallhydroxiden statt, bei der weitere disperse Feststoffe und Kolloide – unabhängig von deren Eigenschaften – mit in die entstehende Flocke eingeschlossen werden können.

Durch eine schnelle vollständige Einmischung des Flockungsmittels in das aufzubereitende Wasser wird eine Entstabilisierung der partikulären und kolloidalen Stoffe mit zumeist negativer Ladungskonzentration erreicht (Entstabilisierungsphase). Danach können wirksame Zusammenstöße der entstabilisierten Partikel stattfinden, die zur Aggregation zu Mikro- und Makroflocken führen. Die Flockeneigenschaften lassen sich im Wesentlichen durch die chemischen und physikalischen Bedingungen bei der Flockung beeinflussen (Energieeintrag, Dauer der Wachstumsphase, Rührerform, Einsatz von Flockungshilfsmitteln). Der Wirkungsgrad der Flockung bezüglich der Entfernung partikulärer und kolloidaler Wasserinhaltsstoffe ist von der Rohwasserzusammensetzung, der Art und Dosis des Flockungsmittels, dem Flockungs-pH-Wert und der Temperatur abhängig. Zur Flockenabtrennung kommen Sedimentations-, Filtrations- und Flotations-Verfahren zur Anwendung. Die Teilschritte der Flockung sollten durch Veränderung der chemischen und physikalischen Parameter so gesteuert werden, dass die entstehenden Flocken für das nachfolgende Abtrennverfahren optimale Eigenschaften (z. B. hinsichtlich der Flockengröße und Flockendichte) aufweisen.

Zum Teil können bei der Flockung auch gelöste organische Wasserinhaltsstoffe, vor allem die höhermolekularen Huminsäuren und Fulvinsäuren, entfernt werden. Dabei liegt der optimale pH-Wert im sauren Bereich und entspricht nicht dem Optimum für die Trübungsentfernung. Der mögliche Entfernungseffekt für organische Wasserinhaltsstoffe durch die Flockung hängt von der Molekulargewichtsverteilung und dem Charakter der höhermolekularen Wasserinhaltsstoffe, d. h. dem flockbaren Anteil organischer Substanz, ab und liegt im Bereich zwischen 10 und 90 %.

4.1.3 Filtration

Unter Filtration wird im Allgemeinen die Abtrennung unterschiedlicher dispergierter Stoffe aus einem Lösungsmittel beim Durchströmen eines Filtermediums verstanden. Bei der Trinkwasseraufbereitung wird vorzugsweise das Verfahren der Tiefenfiltration angewandt, bei dem die Partikelabscheidung durch Transport und Anlagerungsprozesse der Partikel an die Oberfläche des Filtermaterials geprägt ist. Nach der Filtergeschwindigkeit werden die Tiefenfilter in Langsam- und Schnellfilter unterteilt. Die sogenannten Schnellfilter werden mit Filtergeschwindigkeiten zwischen 2 und 50 m/h betrieben, wobei Geschwindigkeiten von über 15 m/h nur in geschlossenen Druckfiltern realisierbar sind. Als Filtermedium werden körnige Materialien (Quarzsand, Anthrazit, Voraktivat, Bimsstein) mit möglichst einheitlicher Korngröße (enge Korngrößenverteilung, Ungleichförmigkeitsgrad $U \leq 1,5$) verwendet.

Zur Abtrennung der in einem vorhergehenden Aufbereitungsschritt gebildeten Flocken kann man prinzipiell zwei Filtrationsverfahren unterscheiden: die Flocken- und Flockungsfiltration. Bei der Flockenfiltration werden die Flocken bereits vor dem Filter gebildet. Es ist dabei möglich, zielgerichtet Einfluss auf bestimmte Flockungsparameter (z. B. Energieeintrag) zu nehmen, da dem Filter noch eine Aggregationsstufe vorgeschaltet ist. Der zweite Filtrationsmechanismus ist die Flockungsfiltration, bei der die Ausbildung der eigentlichen Flocken erst im Filterüberstau bzw. im Filterbett selbst erfolgt. Sie kommt vor allem dann zum Einsatz, wenn eine gesonderte Flockung nicht sinnvoll im Wasserwerk realisiert werden kann oder muss. Die Auswirkung der ungesteuerten Flockenbildung kann sich dabei sowohl positiv als auch negativ auf die Filtration einstellen. Beide Verfahren können sowohl in Einschicht- als auch in Mehrschichtfiltern realisiert werden, wobei aber für die Flockungsfiltration bei Aufbereitung schwach mit Trübstoffen belasteter Wässer häufig Einschichtfilter und bei der Flockenfiltration Mehrschichtfilter zum Einsatz kommen.

4.1.4 Ultrafiltration

Die Ultrafiltration zählt zu den druckgetriebenen Membrantrennverfahren, d. h. die Triebkraft des Filtrationsprozesses wird durch einen Über- oder Unterdruck im Bereich von 0,5 bis 10 bar erzeugt. Ultrafiltrationsmembranen sind Porenmembranen, deren Filtrationswirkung auf dem Siebeffekt der Membranporen beruht. Die Trenngrenze von Ultrafiltrationsmembranen liegt im Bereich von 0,1 bis 0,005 μm , so dass partikuläre und kolloidale Wasserinhaltsstoffe sowie Mikroorganismen zurückgehalten werden. Zum Teil können auch Viren und Makromoleküle durch Ultrafiltrationsmembranen entfernt werden.

Das Verfahren der Ultrafiltration bietet bei der Aufbereitung von Trinkwasser im Vergleich zur konventionellen Filtration den Vorteil, dass durch die Ultrafiltrationsmembran Bakterien und Viren zurückgehalten werden, so dass die Gefahr einer Verkeimung eines nachfolgenden Aktivkohlefilters verringert wird. Weiterhin erfolgt der Rückhalt von partikulären Stoffen durch die Membran unabhängig von der Rohwasserqualität. Damit kann mit diesem Verfahren auch bei Trübungsspitzen im Rohwasser eine stets gleichbleibende Filtratqualität bezüglich der Trübung erreicht werden. Da zur Abtrennung der Flocken durch die Membran die Ausbildung von Mikrofloccen ausreichend ist, werden geringere Flockungsmitteldosen benötigt.

Durch eine Erhöhung der Flächenbelastung (Flux) besteht bei der Ultrafiltration die Möglichkeit, Erhöhungen der Aufbereitungskapazität, z. B. bei kurzzeitigen Bedarfsspitzen in Trockenperioden, zu realisieren.

4.1.5 Ozonung

Das Verfahren der Ozonung beruht auf der oxidativen Wirkung von Ozon und seinen Abbauprodukten (Hydroxylradikale). Das Oxidationsverfahren wird in der Trinkwasseraufbereitung mit folgenden Zielen eingesetzt:

- Oxidation/Elimination von Geruchs- und Geschmacksstoffen, Pestiziden Arzneimitteln und anderen organischen Spurenstoffen,
- Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit von höhermolekularen organischen Wasserinhaltsstoffen
- Desinfektion durch Inaktivierung von Mikroorganismen und Viren,
- Oxidation von Eisen und Mangan,
- Entfärbung.

Der Abbau des Ozons und damit die Bildung der Hydroxylradikale sind abhängig von pH-Wert, Temperatur und der Konzentration und Struktur der organischen Wasserinhaltsstoffe, die als Reaktionspartner dienen. Die Hydroxylradikale weisen eine deutlich geringere Selektivität als Ozon auf und können für eine Transformation weniger gut ozonierbarer organischer Spurenstoffe (wie z. B. Atrazin, tert-Butylmethylether) genutzt werden. Bei einer hohen Stabilität des Ozons kann dazu die Hydroxylradikalbildung durch die Zugabe von Wasserstoffperoxid beschleunigt werden (Advanced Oxidation Process).

Durch die (Vor-)Ozonung vor einer Flockungsstufe kann eine Verbesserung der Partikelentfernung durch Mikroflockenbildung erzielt werden. Des Weiteren verbessert der Einsatz von Ozon die biologische Abbaubarkeit des organischen Kohlenstoffs, z. B. in einer nachfolgenden Biofiltration. Damit steigt allerdings auch die Gefahr der Wiederverkeimung in nachfolgenden Aufbereitungsanlagen und im Rohrnetz, so dass eine abschließende Desinfektion mit Chlor empfehlenswert ist. Die Adsorbierbarkeit von organischen Spurenstoffen in einer nachfolgenden Aktivkohleabsorption kann durch die Ozonung teilweise beeinträchtigt werden. Liegt Bromid im Rohwasser vor, erfolgt durch die Ozonung eine Oxidation zu Bromat, so dass es zu einer Überschreitung des Bromatgrenzwertes der Trinkwasserverordnung kommen kann.

Die Wirksamkeit der Ozonung ist abhängig von der Ozondosis, vom Zumischungsverfahren und der Reaktionszeit. Eine Optimierung der Ozonung kann nur differenziert, je nach Aufbereitungsziel und den Randbedingungen vor Ort, erfolgen. Dabei sind die Struktur und die Konzentration der im Wasser gelösten organischen Stoffe von maßgeblicher Bedeutung, da sie mit Ozon reagieren und dadurch eine Zehrung des reaktiven Ozons verursachen. Mit einer Vorbehandlung des Wassers, z. B. durch eine Kombination von Flockung und Ultrafiltration, werden die Ozon zehrenden organischen Stoffe entfernt, so dass die Ozonstabilität verbessert werden kann. Dadurch kann die Wirksamkeit der Ozonung für weitere Aufbereitungsziele, wie z. B. die Reduzierung der Färbung, die Erhöhung der biologischen Abbaubarkeit von Huminstoffen sowie die Desinfektion, positiv beeinflusst werden (LUTZE et al., 2009).

4.1.6 Adsorption an Aktivkohle

Bei der Trinkwasseraufbereitung versteht man unter Adsorption die Anlagerung von gelösten Stoffen (Adsorptiv) an der äußeren und inneren Oberfläche von Aktivkohle (Adsorbens) durch physikalische und chemische Bindungskräfte.

Aktivkohle wird in der Trinkwasseraufbereitung als körniges Material in Aktivkohlefiltern bzw. als adsorptionsaktive Schicht in Mehrschichtfiltern eingesetzt. Mit der Dosierung von Aktivkohle in pulverförmiger Form in das Rohwasser zusammen mit dem Flockungsmittel bzw.

direkt vor der Filtrationsstufe besteht die Möglichkeit, schnell auf Veränderungen der Rohwasserqualitäten reagieren zu können.

Der Einsatz der Aktivkohlefiltration in der Trinkwasseraufbereitung dient vorrangig der Abtrennung von gelösten, wenig polaren organischen Stoffen und Spurenstoffen. In der Praxis sind die Entfernung von Geruchs-, Geschmacks- und Farbstoffen, gut adsorbierbaren Kohlenwasserstoffen und Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln sowie die Verminderung der Gesamtkonzentration an organischem Kohlenstoff (DOC) erreichbar.

Rohwässer zur Aufbereitung von Trinkwasser enthalten in der Regel verschiedenste organische Wasserinhaltsstoffe natürlichen und anthropogenen Ursprungs. Bei der Adsorption dieser Mehrkomponentengemische kommt es zur Konkurrenz um die Adsorptionsplätze auf der Aktivkohle. Dabei werden weniger gut adsorbierbare Komponenten durch besser adsorbierbare von den Beladungsplätzen verdrängt. Aus diesem Grund führt eine erhöhte natürliche organische Hintergrundbelastung zu einer Verminderung der Adsorptionskapazität für die weniger gut adsorbierbaren Spurenstoffe. Infolgedessen kommt es z. B. zur Verkürzung der Laufzeit von Aktivkohlefiltern bis zur notwendigen Regeneration bzw. zur Erhöhung der erforderlichen Dosiermenge an Pulveraktivkohle, um eine sichere Entfernung des betreffenden Spurenstoffes zu gewährleisten.

Der Wirkungsgrad der Adsorption bei der Filtration über körnige Aktivkohle ist stark von der Filtergeschwindigkeit und der Filterschichthöhe abhängig. Durch eine Vorreinigung durch Flockung mit Filtration kann die Wirksamkeit der Aktivkohlefiltration insbesondere zur Entfernung von Spurenstoffen erhöht werden, da so die Belegung der Adsorptionsplätze mit Trübstoffen sowie die Adsorptionskonkurrenz mit natürlichen gelösten Wasserinhaltsstoffen minimiert wird. Bei der Zugabe von Pulveraktivkohle kann die Reinigungswirkung durch die Erhöhung der Dosiermenge, der Kontaktzeit und durch die Auswahl der Aktivkohle in weiten Bereichen verändert werden.

4.1.7 Desinfektion

Unter Desinfektion versteht man in der Trinkwasseraufbereitung heute Verfahren zur Inaktivierung bzw. Abtötung von krankheitserregenden Mikroorganismen (Bakterien, Viren, Parasiten) durch Oxidationsmittel (Chlor, Ozon) sowie durch die physikalische Desinfektion bei UV-Bestrahlung. Grundwasser aus tiefen Grundwasserleitern, das von Natur aus keimarm und nicht anthropogen beeinflusst ist, wird in der Regel nicht desinfiziert, entsprechende technische Anlagen zur Desinfektion müssen aber für den Fall einer unerwarteten Kontamination des Wassers vorgehalten werden.

Die Ozonung und UV-Bestrahlung führen zwar zu einer Inaktivierung bzw. Abtötung von Bakterien und Viren, weisen aber keine Depotwirkung auf, so dass die Gefahr der Wiederverkeimung im Wasserverteilungsnetz besteht.

Am häufigsten kommen als Desinfektionsmittel Chlorgas, Chlordioxid, Natrium- oder Calciumhypochlorit zum Einsatz. Dabei ist das Produkt aus Desinfektionsmittelkonzentration und der Kontaktzeit, über die diese Konzentration auf die Mikroorganismen einwirken kann, das Maß für die Effektivität der Wirkung eines Desinfektionsmittels. Die chlorbasierten Verfahren weisen eine Depotwirkung auf, d. h. sie sind – in Abhängigkeit von der Chlorzehrung des Wassers – auch im Verteilungsnetz als Desinfektionsmittel wirksam.

Die Desinfektionswirkung hängt weiterhin von der Art des Desinfektionsmittels und -verfahrens sowie der Art der Mikroorganismen und ihrer Widerstandsfähigkeit gegen das jeweils eingesetzte Desinfektionsverfahren ab.

Vor der Desinfektion wird das Wasser in der Regel so aufbereitet, so dass es bereits die Anforderungen der Trinkwasserverordnung erfüllt. Durch eine Entfernung der organischen Wasserinhaltsstoffe sowie der Trübstoffe vor der Desinfektion wird die Zehrung der Oxidationsmittel (Chlor, Ozon) verringert, so dass eine höhere Wirksamkeit der Desinfektionsmittel erreicht und geringere Dosiermengen erforderlich werden können. Des Weiteren kann damit die Bildung von gesundheitsrelevanten Desinfektionsnebenprodukten (z. B. THM) minimiert werden. Durch erhöhte Keimzahlen und höhere Konzentrationen an organischen Wasserinhaltsstoffen im aufbereiteten Wasser erhöhen sich der Bedarf an Desinfektionsmitteln, das Bildungspotenzial für unerwünschte Desinfektionsnebenprodukte sowie die Wiederverkeimungsneigung im Wasserverteilungsnetz.

4.1.8 Flusswasserreinigung

Größere Fließgewässer sind gerade in den Ballungsräumen fast immer mit häuslichen und industriellen Abwässern und von diffusen Einträgen aus dem Einzugsgebiet durch eine Vielzahl von Nähr- und Schadstoffen sowie pathogenen Keimen belastet. Flusswasser als Rohwasser für die Aufbereitung zu Trinkwasser weist meist erhebliche Qualitätsschwankungen auf und birgt außerdem die Gefahr der Verunreinigung mit gefährlichen Stoffen bei möglichen Unfällen und Überflutungen in Hochwassersituationen. Bei der Aufbereitung zu Trinkwasser werden daher häufig mehrere Verfahren in Folge angewandt (siehe Bild 5), die in ihrer Kombination eine Multibarrierenwirkung besitzen und die Produktion einwandfreien Trinkwassers gewährleisten. (JEKEL, 2004).

Die direkte Flusswasseraufbereitung zu Trinkwasser ist in Deutschland nur selten zu finden, während die indirekte Aufbereitung dominiert. Als indirekte Flusswasseraufbereitung werden Verfahrenskombinationen bezeichnet, bei denen eine Bodenpassage in den Aufbereitungsprozess integriert ist. Dies ist zum einen die Uferfiltration, bei der das Flusswasser durch die Bodenpassage vorgereinigt und anschließend weiter aufbereitet wird. Eine zweite Möglichkeit der indirekten Flusswasseraufbereitung stellt die künstliche Grundwasseranreicherung (Infiltration) dar, bei der das Flusswasser direkt oder nach Vorreinigung, z. B. durch Flockung und Filtration, in den Untergrund versickert und anschließend über Brunnengalerien wieder gefasst wird.

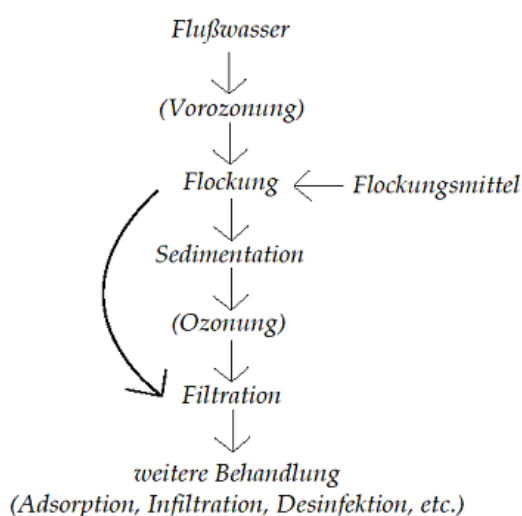


Bild 5: Schema der Flusswasseraufbereitung (nach DVGW W 217, 1987)

Ein Beispiel für die direkte Infiltration des Flusswassers ist das Mülheimer Verfahren (siehe Bild 6), bei dem durch die Langsamsandfilter eine Erhöhung der Infiltrationsfläche erreicht wird. Damit wird eine Steigerung der infiltrierten Wassermenge erreicht, so dass im Vergleich zur alleinigen Uferfiltration wesentlich höhere Entnahmen aus den Uferfiltratbrunnen möglich werden.

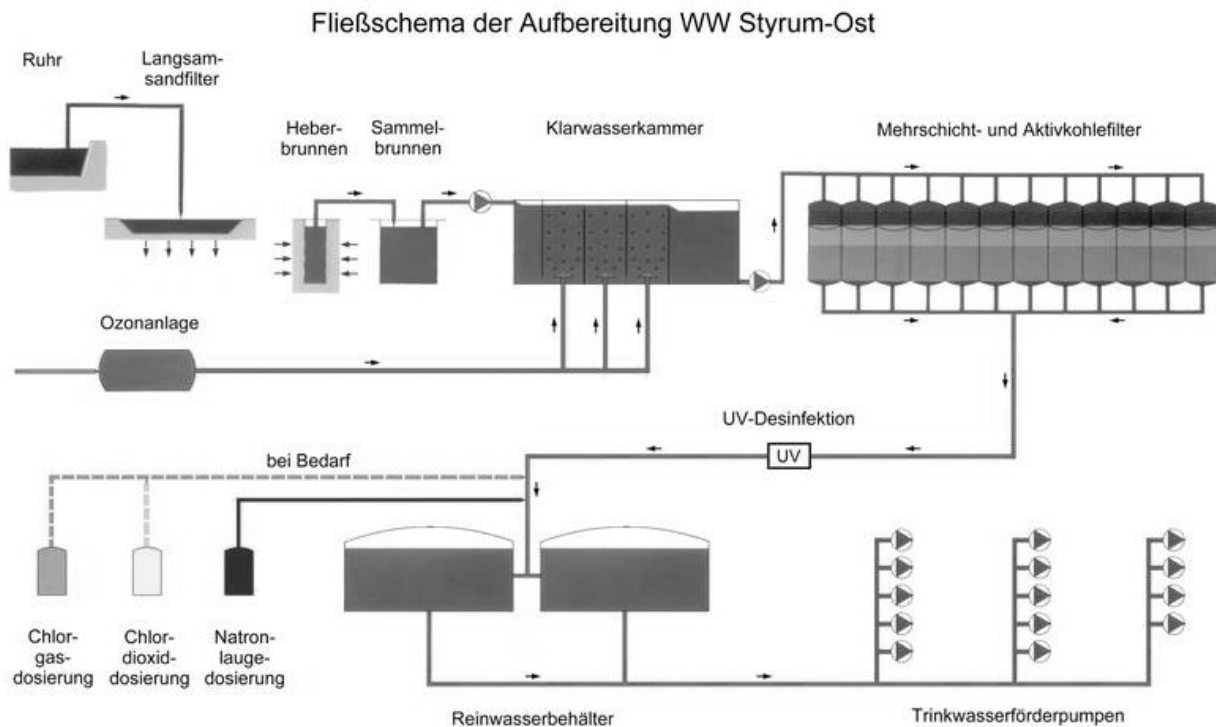


Bild 6: Das Mülheimer Verfahren – Variante 1 (Quelle: website RWW)

Das Wasserwerk Hosterwitz ist eines der an der Elbe gelegenen Wasserwerke in der Modellregion Dresden. Hier wird das Flusswasser zunächst einer Flockung/Sedimentation und Mehrschichtfiltration unterzogen, bevor es zur künstlichen Grundwasseranreicherung über Infiltrationsbecken versickert. Durch die Voraufbereitung des Oberflächenwassers können hohe Infiltrationsraten sowie eine Verbesserung der Qualität des geförderten Mischwassers erzielt werden. Das nach der Untergrundpassage geförderte Wasser bildet ein Gemisch aus Infiltrat, Uferfiltrat und echtem Grundwasser, wobei die jeweiligen Anteile von der Fahrweise der Brunnengalerien abhängig sind. Nach der Entnahme erfolgen eine mechanische Entsäuerung/Belüftung und anschließend eine Adsorption durch Aktivkohlefilter (vgl. Bild 7).

Liegt die Abgabemenge des Wasserwerks unter 20.000 m³/d ist die infiltrierte Uferfiltratmenge ausreichend, so dass in Abhängigkeit vom Grundwasserstand eine Mischung aus Uferfiltrat der Elbe und echtem Grundwasser durch die Verfahrensstufen Belüftung und Aktivkohleadsorption aufbereitet werden. Bei Nutzung dieser eingeschränkten Aufbereitungstechnologie wird das Rohwasser des Wasserwerkes Hosterwitz hauptsächlich durch das geförderte Uferfiltrat der Elbe repräsentiert.

Durch die Voraufbereitung des zu versickernden Flusswassers ist ein Ausgleich von Schwankungen in der Qualität des Flusswassers bereits vor der Untergrundpassage möglich. Während der Flockung mit hydrolysierenden Eisen- und Aluminiumsalzen nach dem Prinzip der Einschlussflockung werden kolloidale und feindisperse Substanzen (Trübstoffe, Mikroorga-

nismen) in die Hydroxidflocken eingebunden. Diese werden in einer nachfolgenden Filtrationsstufe abgetrennt, wobei bei stark trübstoffhaltigen Rohwässern vor die Filtrationsstufe meist eine zusätzliche Sedimentationsstufe geschaltet wird. Zum Teil können durch die Flockung auch echt gelöste Stoffe, wie z. B. Huminstoffe und Spurenmetalle, entfernt werden. Die Trübung des aufbereiteten Flusswassers hat einen starken Einfluss auf die erzielbare Infiltrationsgeschwindigkeit bei der künstlichen Grundwasseranreicherung.

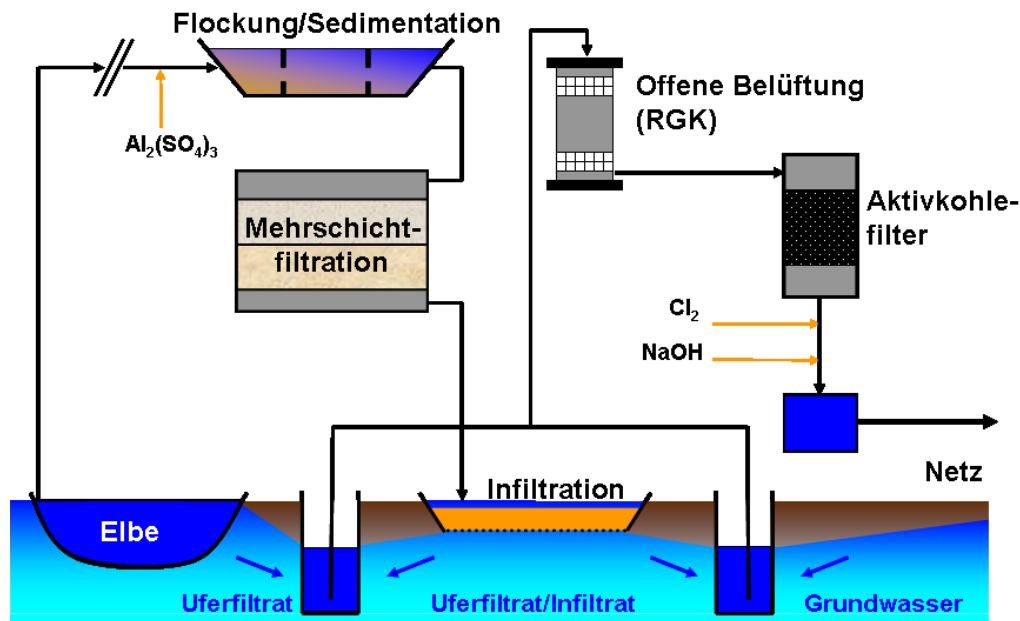


Bild 7: Aufbereitungsschema Wasserwerk Dresden Hosterwitz

Das Verfahren der Ultrafiltration bietet bei der Voraufbereitung des Flusswassers im Vergleich zur konventionellen Filtration den Vorteil, dass unabhängig von auftretenden Konzentrationspitzen an Trübstoffen im Flusswasser eine konstante Filtratqualität eingehalten werden kann, so dass die Infiltrationsrate der künstlichen Grundwasseranreicherung nicht beeinträchtigt wird. Gleichzeitig wird durch die Ultrafiltration ein sicherer Rückhalt von pathogenen Keimen und Viren möglich, die dadurch auch bei erhöhten Keimzahlen im Oberflächenwasser gar nicht erst in den Untergrund gelangen. Kommt das Hybridverfahren Flockung-Ultrafiltration zum Einsatz, ist zur Abtrennung der geflockten Substanzen durch die Membran die Ausbildung von Mikroflocculen ausreichend.

4.2 Optionen zur Reaktion auf veränderte Rohwasserqualitäten

Allgemeine Anpassungsoptionen für die Wasserversorgung an klimabedingte Veränderungen des Wasserdargebots und der Wasserbeschaffenheit wurden bereits in mehreren Studien zusammengestellt (KOCH & GRÜNEWALD, 2011; PETRY, 2009). Es wurde festgestellt, dass eine Anpassung der Wasserwirtschaft an den Klimawandel und damit Reduzierung der Vulnerabilität auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Ebenen stattfinden kann. Dabei sollte in kurzfristige, reaktive sowie langfristige, geplante Anpassungsmaßnahmen unterschieden werden. Generell wird empfohlen, für alle Bereiche der Wasserbewirtschaftung und der Wassertechnik den Klimawandel in die notwendigen Risikobetrachtungen aufzunehmen und daraus Schlussfolgerungen für notwendige Investitionen und Managementoptionen abzuleiten.

ten(KOCH & GRÜNEWALD, 2011). Unter anderem wird die Anpassung der Wasseraufbereitung an klimatisch bedingte Veränderungen der Rohwasserqualität notwendig (PETRY, 2009).

Die Wasserversorger haben in Zukunft die Aufgabe, die Voraussetzungen für die Einführung robuster Anpassungsmaßnahmen zu schaffen. Um mögliche langfristige Trends in der Rohwasserbeschaffenheit zu erkennen und um auf kurzfristige Belastungsspitzen rechtzeitig reagieren, ist ein Monitoring relevanter Rohwasserparameter am Wasserwerksstandort in ausreichendem Umfang erforderlich. Weiterhin sollte eine Risikoanalyse erstellt werden, die der Überprüfung des aktuellen Systems hinsichtlich der Robustheit gegenüber variablen Rohwasserbedingungen dient und die Grenzen der bestehenden Aufbereitungsverfahren hinsichtlich Qualität und Menge an produziertem Trinkwasser ermittelt. Durch zweckgerichtete Investitionen in jeweils geeignete Verfahrenskombinationen kann die Flexibilität der Aufbereitung bezüglich dieser Parameter erhöht werden.

Die in den Abschnitten 2.3 und 3.2 gezeigten Ergebnisse offenbaren die schwere Abschätzbarkeit einer Reaktion der Gewässergüte auf den Klimawandel. Bisher wurden noch keine Untersuchungen über die mögliche zukünftige Entwicklung der Trübung und der Konzentration an organischem Kohlenstoff in Fließgewässern erstellt, die für die Trinkwasseraufbereitung relevante Parameter darstellen. Aus diesem Grund kann die Entwicklung von Anpassungsmaßnahmen für die Trinkwasseraufbereitung nicht auf Basis konkreter Prognosewerte erfolgen, sondern es müssen dazu Szenarien für bestimmte Rohwasserparameter erstellt werden. Aus den Erkenntnissen zur Entwicklung der Rohwasserqualität der Elbe am Standort Dresden-Hosterwitz können die in Tabelle 2 aufgeführten Qualitätsszenarien für das Flusswasser und das Uferfiltrat abgeleitet werden. Die Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung bieten unterschiedliche Möglichkeiten, auf Veränderungen der Rohwasserbeschaffenheit zu reagieren. Tabelle 2 stellt den variablen Qualitätsparametern die entsprechenden Aufbereitungsverfahren gegenüber, mit denen eine Anpassung der Wasseraufbereitung erfolgen kann.

Als Reaktion auf die Änderung einzelner Qualitätsparameter des Rohwassers kommen jeweils mehrere Aufbereitungsverfahren in Frage. Außerdem können einzelne Verfahren parallel für die Anpassung an Veränderungen mehrerer Qualitätsparameter gleichzeitig eingesetzt werden (z. B. Flockung/Filtration zur Reaktion auf erhöhte Trübstoffkonzentrationen, erhöhte organische Belastung, erhöhte Keimzahlen usw.).

Da für die Aufbereitung von Flusswasser bzw. Uferfiltrat zu Trinkwasser in der Regel eine Kombination verschiedener Verfahrensstufen eingesetzt wird (vgl. Abschnitt 4.1), ergibt sich daraus ein breites Spektrum von Möglichkeiten, um auf Veränderungen der Rohwasserbeschaffenheit zu reagieren. Diese Optionen müssen erkannt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit untersucht und ökonomisch beurteilt werden.

Der Verfahrenskombination aus Flockung/Filtration kommt für die Anpassung an veränderliche Rohwasserqualitäten eine besondere Bedeutung zu, da sie Handlungsoptionen für fast alle möglichen Veränderungen der Qualität des Rohwassers bietet. Das Hybridverfahren der Flockung-Ultrafiltration kann hier als Alternative zur konventionellen Flockung-Sandfiltration eingesetzt werden und erscheint durch seine stabilere Filtratqualität und Flexibilität im Hinblick auf die Filtrationsrate (Flux) sehr geeignet, um auf die erwarteten Veränderungen in der Beschaffenheit des Rohwassers zu reagieren.

Tabelle 2: Verfahren zur Reaktion auf Veränderungen der Rohwasserqualität

| Nr. | Qualitätsszenario | Verfahren |
|-----|---|---|
| 1 | Kurzfristiger Anstieg der Trübstoffkonzentration im Flusswasser | Filtration Flockung/Filtration Flockung/ Ultrafiltration Flusswasseraufbereitung mit anschließender Infiltration |
| 2 | Anstieg der organischen Belastung (DOC) im Flusswasser und im Uferfiltrat | Flockung/Filtration Flockung/ Ultrafiltration Ozonung Adsorption mit Pulveraktivkohle Adsorption über Aktivkohlefilter Flusswasseraufbereitung mit anschließender Infiltration |
| 3 | Anstieg der Bakterien-Konzentration im Flusswasser und im Uferfiltrat | Filtration Flockung/Filtration Flockung/ Ultrafiltration Ozonung Desinfektion Flusswasseraufbereitung mit anschließender Infiltration |
| 4 | Anstieg der Konzentration an Schwermetallen und As im Uferfiltrat | Flockung/Filtration Flockung/ Ultrafiltration |
| 5 | Anstieg der Konzentration an organischen Spurenstoffen im Flusswasser und im Uferfiltrat | Ozonung Adsorption mit Pulveraktivkohle Adsorption an Kornaktivkohle (Aktivkohlefilter) Belüftung (bei LHKW) |
| 6 | Verringerung des Sauerstoffgehaltes bzw. Erhöhung von reduzierten Gasen (H_2S , NH_3 , CH_4) im Uferfiltrat | Belüftung |
| 7 | Anstieg der Konzentration an Eisen und Mangan im Uferfiltrat | Eisen- und Mangan-Filtration Flockung/ Filtration Flockung/ Ultrafiltration |

Aus Tabelle 3 wird ersichtlich, welche Anpassungsoptionen die einzelnen Aufbereitungsverfahren bieten. Die Anpassungsoptionen werden bezüglich ihrer Nachhaltigkeit N ansteigend mit 1, 2 und 3 bewertet. Weiterhin werden die resultierenden zusätzlichen Investitions- und Betriebskosten mit dem Wert K bewertet, wobei 1 hohe Kosten und 3 niedrige Kosten bedeuten. Als Anpassungsoptionen kommen kurzfristige Maßnahmen und langfristige Maßnahmen je nach der voraussichtlichen Dauer der Qualitätsänderungen im Rohwasser und ihrer sinnvollen Einsatzzeit infrage. Kurzfristig anzuwendende Maßnahmen werden mit einem Anpass-

sungsfaktor (AF) von -1 gekennzeichnet, während langfristig einzusetzende Maßnahmen den Anpassungsfaktor +1 erhalten. Der Anpassungsindex AX wird nach Gleichung 2 berechnet.

$$AX = (N + K) \times AF$$

Gleichung 2

Mit Hilfe des Anpassungsindex lassen sich die Anpassungsoptionen bei der Aufbereitung nach ihrer Nachhaltigkeit, den entstehenden Kosten und der Dauer ihres sinnvollen Einsatzes beurteilen. Anpassungsindizes mit positiven Vorzeichen weisen auf Maßnahmen hin, mit denen eine Anpassung an längerfristige Trends in der Rohwasserbeschaffenheit erfolgen kann. Dagegen sind Maßnahmen, mit denen auf kurzfristige Änderungen in der Rohwasserbeschaffenheit reagiert werden kann, durch Anpassungsindizes mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet. Je höher der Absolutwert des Anpassungsindex ist, desto nachhaltiger und kostengünstiger ist die betreffende Anpassungsoption. Anpassungsindizes mit Absolutwerten über 4 deuten auf Anpassungsoptionen hin, deren Einsatz aufgrund ihrer Nachhaltigkeit und der entstehenden Kosten als besonders empfehlenswert einzuschätzen ist. Anpassungsoptionen mit einem Index unter 3 sollten dagegen nur kurzfristig in Notsituationen zum Einsatz kommen. Die Auswahl der Anpassungsoption muss vom Wasserversorgungsunternehmen entsprechend der Möglichkeiten am jeweiligen Standort erfolgen.

Kurzfristige Schwankungen der Rohwasserqualität können durch die Erhöhung des Chemikalieneinsatzes bei der Flockung und Desinfektion abgefangen werden. Dabei ist zu beachten, dass ansteigende Flockungsmittelzugabemengen zu einer Verkürzung der Filterlaufzeiten und Spülintervalle führen, die in Zunahmen der Spülwasser- und anfallenden Schlamm-mengen resultieren. Die Verminderung der Flächenbelastung von Belüftungs- und Filtrationsanlagen bietet die Möglichkeit, die Aufbereitung nahezu kostenneutral an kurzfristige Konzentrations-spitzen von Trübstoffen und organischen Wasserinhaltsstoffen anzupassen. Allerdings kann eine Veränderung der Filtergeschwindigkeit bei der konventionellen Flockung/Filtration über Sandfilter zu einer Beeinträchtigung der Stabilität des Filtrationsprozesses führen. Deshalb muss im Einzelfall geprüft werden, ob diese Anpassungsoption unter den Randbedingungen vor Ort alternativ eingesetzt werden kann.

Tabelle 3: Anpassungsoptionen der Aufbereitungsverfahren

| Verfahren | Anpassungsoptionen | N | K | AF | AX |
|---|--|---|---|----|----|
| Flockung/ Filtration | - Erhöhung der Flockungsmitteldosis | 2 | 2 | ±1 | ±4 |
| | - Einstellung des optimalen Flockungs-pH-Wertes | 3 | 2 | +1 | +5 |
| | - Optimierung der Flockungsbedingungen (Reaktionszeit, Energieeintrag) | 3 | 3 | ±1 | ±6 |
| | - Einsatz eines alternativen Flockungsmittels | 3 | 3 | +1 | +6 |
| | - Einsatz von Flockungshilfsmitteln | 3 | 2 | ±1 | ±5 |
| | - Einsatz einer Vorozonung | 3 | 1 | +1 | +4 |
| Filtration | - Verringerung der Filterlaufzeit | 1 | 2 | -1 | -3 |
| | - Verringerung der Filtergeschwindigkeit (Nutzung von Überkapazitäten) | 1 | 3 | -1 | -4 |
| | - Einsatz anderer/weiterer Filtermaterialien | 3 | 2 | +1 | +5 |
| Flockung – Ultrafiltration | - Erhöhung der Flockungsmitteldosis | 2 | 2 | ±1 | ±4 |
| | - Veränderung der Flächenbelastung | 1 | 3 | -1 | -4 |
| Ozonung | - Erhöhung der Ozondosis | 1 | 2 | ±1 | ±3 |
| | - Optimierung des Zumschverfahrens und der Reaktionszeit | 3 | 3 | +1 | +6 |
| | - Vorbehandlung durch Flockung/Filtration bzw. Ultrafiltration | 3 | 2 | +1 | +5 |
| Adsorption an Pulver- aktivkohle | - Zugabe/Erhöhung der Dosis an Pulveraktivkohle | 1 | 2 | ±1 | ±3 |
| | - Optimierung der Kontaktzeiten | 2 | 3 | +1 | +5 |
| | - Auswahl optimaler Pulverkohleart | 3 | 3 | +1 | +6 |
| Adsorption an Kornaktiv- kohle (Aktivkohle- filter) | - Verringerung der Filtergeschwindigkeit | 1 | 2 | -1 | -3 |
| | - Erhöhung der Filterschichthöhe | 2 | 2 | +1 | +4 |
| | - Auswahl optimaler Kornkohleart | 3 | 2 | +1 | +5 |
| | - Voraufbereitung (Flockung/Filtration bzw. Ultrafiltration) | 3 | 1 | +1 | +4 |
| Desinfektion | - Einsatz chlorbasierter Desinfektionsmittel mit Depotwirkung | 3 | 2 | +1 | +5 |
| | - Erhöhung der Zugabedosis an Desinfektionsmitteln | 1 | 2 | ±1 | ±3 |
| | - Erhöhung der Reaktionszeit im Reinwasserspeicher | 1 | 2 | -1 | -3 |
| | - Desinfektionsmaßnahmen im Rohrnetz | 1 | 1 | -1 | -2 |
| Belüftung | - Verminderung der Flächenbelastung | 1 | 2 | -1 | -3 |
| | - Erhöhung der Gebläseleistung | 2 | 2 | ±1 | ±4 |
| | - Erhöhung des Luft-Wasser-Verhältnisses durch bautechnische Veränderungen | 3 | 1 | +1 | +4 |
| Flusswasser- aufbereitung mit Infiltration | Nutzung der o. g. Anpassungsoptionen für die Verfahrenskombinationen | | | | |
| | - Verminderung der Infiltrationsmenge | 1 | 2 | -1 | -3 |
| | - Erweiterung der Infiltrationsfläche | 3 | 1 | +1 | +4 |

Legende:

- N Nachhaltigkeit
- K Kosten
- AF Anpassungsfaktor je nach Einsatzzeitraum
- AX Anpassungsindex

Als Reaktionen auf langfristige Entwicklungen der Rohwasserqualität bzw. die regelmäßige Wiederkehr von Konzentrationsspitzen im Rohwasser können auch die Anpassung von Steuerparametern der Aufbereitungsverfahren (z. B. bei der Flockung) sowie Investitionen in bautechnische Veränderungen (z. B. durch Erweiterung und Ergänzung) von Aufbereitungsschritten ökonomisch sinnvoll sein. Besonders kostenintensiv erscheinen Optionen, bei denen ein vollständiger Umbau einer Verfahrensstufe (z. B. bei der Ozonung) bzw. die Ergänzung einer Voraufbereitungsstufe erforderlich werden. Im Einzelfall muss für eine ökonomische Bewertung der Handlungsoptionen eine Kosten-Nutzen-Analyse an Hand der Bedingungen vor Ort erfolgen.

Es wurde ein Konzept entwickelt, wie seitens der Wasserversorger auf Veränderungen der Rohwasserbeschaffenheit reagiert werden kann (vgl. Bild 8). Zunächst müssen die (gegebenenfalls zu erwartenden) Änderungen der Rohwasserbeschaffenheit erfasst werden. Für eine Feststellung kurzzeitiger Änderungen ist eine ausreichend häufige Analyse aller relevanter Qualitätsparameter des Rohwassers (Flusswasser und Uferfiltrat) erforderlich. Eine systematische Erfassung dieser Daten bildet auch die Grundlage für die Ermittlung langfristiger Trends in der Rohwasserbeschaffenheit. Mit Hilfe der erfassten Daten sowie gegebenenfalls vorhandener Modelle für die zukünftige Entwicklung der Beschaffenheit des Flusswassers bzw. des Uferfiltrats erfolgt eine Prognose der zu erwartenden Veränderungen der Rohwasserqualität.

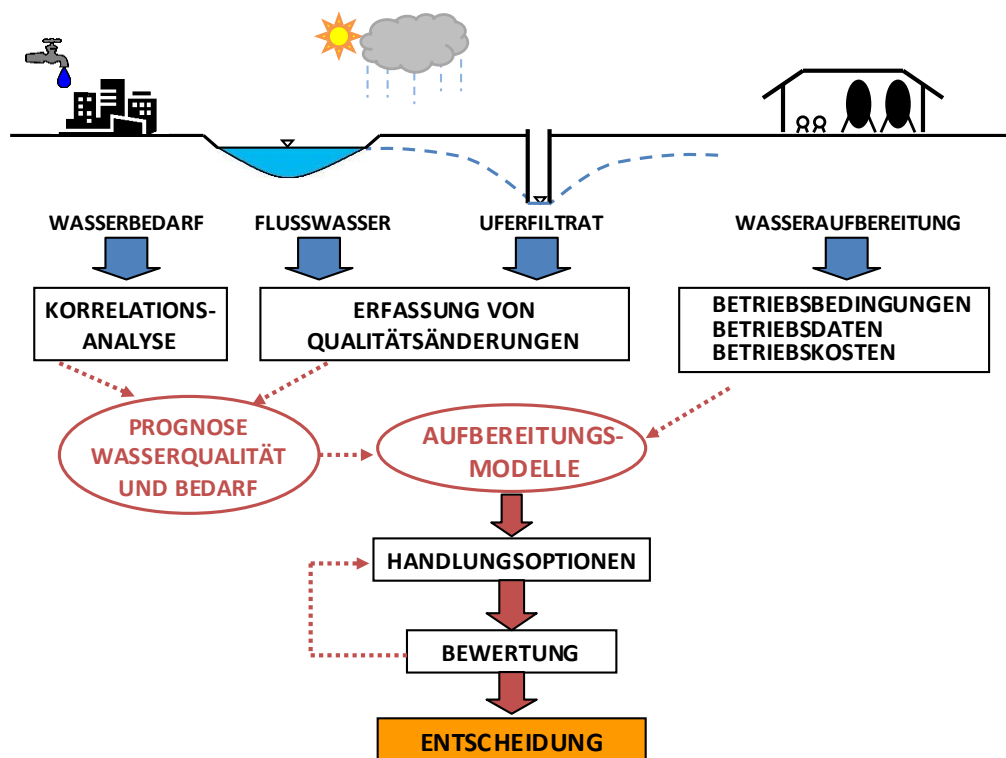


Bild 8: Konzept zur Reaktion auf Veränderungen der Rohwasserqualität

Zusätzlich müssen die örtlichen Gegebenheiten auf mögliche Handlungsoptionen untersucht werden, das heißt die vorhandenen Aufbereitungsprozesse müssen hinsichtlich ihrer Anpassungsfähigkeit und Erweiterbarkeit geprüft sowie mögliche Einschränkungen vor Ort erfasst werden. Danach kann eine Auswahl möglicher Handlungsoptionen im Hinblick auf die zu erwartenden Veränderungen der Rohwasserbeschaffenheit erfolgen. Diese werden an Hand

einer Kosten-Nutzen-Analyse bewertet, so dass am Ende die Entscheidung für eine ökonomisch sinnvolle Anpassung an die Veränderungen der Rohwasserbeschaffenheit erfolgen kann.

Diese Konzeption bietet die Möglichkeit der Entwicklung von Strategien zur Optimierung der Trinkwasseraufbereitung bei variabler Rohwasserqualität und dient als Grundlage für die Entwicklung von Entscheidungshilfemodulen für die Wasserversorgungsunternehmen der Region. Mit deren Hilfe sollen mögliche Verfahrensoptimierungen für die derzeit eingesetzten Aufbereitungsprozesse und Möglichkeiten für Ergänzungen und Erweiterungen der bestehenden Trinkwasseraufbereitung durch neuartige Verfahren aufgezeigt werden. Anschließend erfolgt eine Beurteilung der einzelnen Handlungsoptionen im Hinblick auf die erzielbare Aufbereitungsleistung und die zu erwartenden Kosten.

5. Zusammenfassung

Im vorliegenden Produkt werden die möglichen klimatisch bedingten Veränderungen der Flusswasserqualität der Elbe und daraus folgende Einflüsse auf die Prozesse der Uferfiltration als Verfahren zur Aufbereitung von Elbewasser beschrieben. Für die erwarteten Veränderungen in der Beschaffenheit des Flusswassers bzw. des Uferfiltrates als Rohwasser für die Trinkwasserbereitstellung werden Anpassungsstrategien für einzelne Verfahrenskombinationen entwickelt.

Die für die Modellregion Dresden prognostizierten klimatischen Veränderungen, wie Anstieg der Jahresmitteltemperatur, länger andauernde Trockenperioden im Sommer und ein häufigeres Auftreten von Extremsituationen, zeigen sich auch im Einzugsgebiet der Elbe und haben wesentlichen Einfluss auf das Abflussverhalten. Vor allem im Sommer werden häufiger Niedrigwasserphasen auftreten. Weiterhin werden die klimatischen Veränderungen die Auswirkungen auf die Beschaffenheit des Fließgewässers hervorrufen. Es ist mit einer Zunahme der mittleren und maximalen Wassertemperaturen zu rechnen, so dass die chemischen und biologischen Prozesse im Fließgewässer wesentlich beeinflusst werden. Durch die Verlängerung von Vegetationsperioden und Zunahme von Starkregenereignissen wird es zum vermehrten Eintrag von partikulärem organischem Material kommen.

Für die Trinkwasserversorgung in Ballungsräumen müssen häufig Oberflächengewässer als Rohwasser genutzt werden, da echte Grundwasservorkommen in diesen Gebieten zur bedarfsgerechten Versorgung oftmals nicht ausreichend sind. Gerade hier sind Fließgewässer jedoch bedingt durch die Einleitung häuslicher und industrieller Abwässer häufig stark belastet, so dass für die Nutzung als Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung ein erheblicher Aufbereitungsaufwand erforderlich ist. In der Modellregion Dresden werden neben dem Oberflächenwasser aus dem Talsperrensystemen des Osterzgebirges Flusswasser und Uferfiltrat der Elbe als Rohwasser für die Trinkwasserbereitstellung genutzt.

Die Uferfiltration ist in Deutschland ein häufig genutztes Verfahren zur Trinkwassergewinnung aus Fließgewässern, da bei der Untergrundpassage durch die dort stattfindenden natürlichen Prozesse eine Vielzahl von Stoffen aus dem Rohwasser entfernt werden kann. Die Reinigungswirkung der Bodenpassage hängt vor allem von der Qualität des Oberflächenwassers, von Fließzeit und -strecke, Bodenbeschaffenheit sowie der Temperatur im Oberflächenwasser und im Untergrund ab.

Bereits geringe Veränderungen der Bedingungen in einem bestehenden Uferfiltratsystem können die hydraulischen, physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Prozesse im Boden stark beeinflussen. Damit ist bei den erwarteten klimatisch bedingten Veränderungen

der Abflussbedingungen und der Qualität des Elbewassers eine Abwandlung der Eliminierungs- und Umwandlungsprozesse bei der Bodenpassage und damit eine Veränderung der Matrix der Wasserinhaltsstoffe im Uferfiltrat zu erwarten. Es werden insbesondere Änderungen des pH-Wertes, der Sauerstoffkonzentration, der Konzentration an gelösten organischen Stoffen und der Gesamtkeimzahl erwartet. Durch Veränderung des Redoxmilieus im Boden ist weiterhin eine Remobilisierung von organischen Schadstoffen sowie von Schwermetallen möglich.

Die Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung bieten vielfältige Möglichkeiten, auf Veränderungen der Beschaffenheit des Rohwassers zu reagieren. Zunächst wurden den variablen Qualitätsparametern des Rohwassers die entsprechenden Aufbereitungsverfahren zugeordnet, mit denen eine Anpassung der Wasseraufbereitung erfolgen kann. Dann erfolgte eine Aufstellung der Anpassungsoptionen, welche die einzelnen Aufbereitungsverfahren zulassen.

Kurzfristige Schwankungen der Rohwasserqualität können in der Regel durch die Erhöhung des Chemikalieneinsatzes bei der Flockung und Desinfektion abgefangen werden. Diese kurzfristigen Anpassungsoptionen können allerdings bei längerem Anhalten der Belastungen erhebliche Folgekosten nach sich ziehen (Zunahme der Spülwasser- und Schlamm-mengen). Als Reaktionen auf langfristige Entwicklungen der Rohwasserqualität bzw. die regelmäßige Wiederkehr von Konzentrationsspitzen im Rohwasser können auch die Anpassung von Steuerparametern der Aufbereitungsverfahren sowie Investitionen in bautechnische Veränderungen von Aufbereitungsschritten ökonomisch sinnvoll sein. Im Einzelfall muss für eine ökonomische Bewertung der Handlungsoptionen eine Kosten-Nutzen-Analyse an Hand der Bedingungen vor Ort erfolgen.

Es zeigte sich, dass einige Verfahren besonders geeignet erscheinen, um auf die zu erwartenden Veränderungen der Rohwasserbeschaffenheit zu reagieren. Die Verfahrenskombination aus Flockung/Filtration bietet Handlungsoptionen für fast alle möglichen Veränderungen der Qualität des Rohwassers. Das Hybridverfahren der Flockung-Ultrafiltration kann hier als Alternative zur konventionellen Flockung-Sandfiltration eingesetzt werden und lässt durch sein flexibles Betriebsregime eine problemlose Anpassung der Aufbereitungsstufe zu.

Die Konzeption bietet die Möglichkeit der Entwicklung Strategien zur Optimierung der Trinkwasseraufbereitung bei variabler Rohwasserqualität und dient als Grundlage für die Entwicklung von Entscheidungshilfemodulen für die Wasserversorgungsunternehmen der Region. Mit deren Hilfe sollen mögliche Verfahrensoptimierungen für die derzeitig eingesetzten Aufbereitungsprozesse und Möglichkeiten für Ergänzungen und Erweiterungen der bestehenden Trinkwasseraufbereitung durch neuartige Verfahren aufgezeigt werden. Anschließend erfolgt eine Beurteilung der einzelnen Handlungsoptionen im Hinblick auf die erzielbare Aufbereitungsleistung und die zu erwartenden Kosten.

Literatur

- Behrendt, H.; Venohr, M.; Opitz, D. (2008) Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Nährstoffeinträge und Frachten im Elbeinzugsgebiet (IGB). In: Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. Schlussbericht zum BMBF-Vorhaben GLOWA-Elbe II.
- Bernhofer, C.; Matschullat J.; Bobeth, A. (2011) Klimaprojektionen für die REGKLAM-Modellregion Dresden. Publikationsreihe des BMBF-geförderten Projektes REGKLAM - Regionales Klimaanpassungsprogramm für die Modellregion Dresden. Heft 2. Christian Bernhofer, Jörg Matschullat, Achim Bobeth (Hrsg.). 2011 RHOMBOS-Verlag, Berlin
- BFG-Mitteilungen Nr. 27 (2006) Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland. Ursachen – Wirkungen – Folgen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Claus, E.; Fink, G.; Krämer, T.; Pelzer, J. Ternes, T.; Heininger, P. (2008) Die Wasserqualität der Elbe in Trockenperioden. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008, Tagungsband, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).
- Conradt, T.; Hattermann, F. F.; Wechsung, F. (2008) Simulation von räumlich differenzierten Abflußdargebotsszenarien und landwirtschaftlichen Ertragspotentialen für das Elbegebiet mit dem ökohydrologischen Modell SWIM. In: Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. Schlussbericht zum BMBF-Vorhaben GLOWA-Elbe II.
- Delpla, I.; Jung, A.-V.; Baures, E.; Clement, M.; Thomas, O. (2009) Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. Environ Int 35, pp. 1225–1233.
- Ducharne, A. (2008) Importance of stream temperature to climate change impact on water quality. Hydrol. Earth Syst. Sci. 12, pp. 797–810.
- FGG Flussgebietsgemeinschaft Elbe: Elbebericht 2008 (2010) Ergebnisse des nationalen Überwachungsprogramms Elbe der Bundesländer über den ökologischen und chemischen Zustand der Elbe nach EG-WRRL sowie der Trendentwicklung von Stoffen und Schadstoffgruppen. Hamburg.
- Grischek, T. (2003) Zur Bewirtschaftung von Uferfiltratfassungen an der Elbe. Mitteilungen des Instituts für Grundwasserwirtschaft, Technische Universität Dresden, Heft 4.
- Jekel, M. (2004) Kombinierte Verfahren der Oberflächenwasseraufbereitung. In: Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, DVGW Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Band 6, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, S. 844-856.
- Koch, H.; Grünewald, U. (2011) Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel in Deutschland, acatech Materialien Nr. 5, München.
- Kühler, D.; Harnapp, S. (2004) Gewässergütebericht 2003. Biologische Befunde der Gewässergüte sächsischer Fließgewässer mit Gewässergütekarte. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), Dresden.
- Lehmann, A.; Rode, M. (2001) Long-term behaviour and cross-correlation water quality analysis of the river Elbe, Germany. Wat. Res. Vol. 35, No. 9, pp. 2153-2160.
- Leitfaden Exportorientierte F&E auf dem Gebiet der Wasserver- und entsorgung – Teil 1: Trinkwasser, Band 2. Hrsg.: DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe 2006.

- Lutze, H.; Schmidt, T. C.; Panglisch, S. (2009) Einsatz von oxidierenden Verfahren in Kombination mit Membranen bei der Aufbereitung von Talsperrenwasser. Fachbeitrag IWW Journal, Ausgabe 32.
- Quiel, K., Fischer, H., Kirchesch, V.; Schöl, A., (2008a) Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte der Elbe. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Tagungsbericht 2007 (Münster), 331-335.
- Quiel, K., Fischer, H., Kirchesch, V., Becker, A.; Schöl, A. (2008b) Einfluss des globalen Wandels auf Phytoplankton und Nährstoffkonzentration in der Elbe. In: Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. Schlussbericht zum BMBF-Vorhaben GLOWA-Elbe II
- Petry, D. (2009) Klimawandel und Trinkwasserversorgung: Auswirkungen, Handlungsbedarf, Anpassungsmöglichkeiten. ewp (10).
- Schmidt, C. K.; Lange, F. T. (2005) Reinigungsleistung der Uferfiltration hinsichtlich der Eliminierung organischer Schadstoffe unter standortspezifischen Randbedingungen. Abschlussbericht B6. In: Exportorientierte F&E auf dem Gebiet der Wasserver- und entsorgung – Teil 1: Trinkwasser (CD). Hrsg.: DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe.
- Schmidt, C.; Wagner, M.; Schwarze, R.; Burek, P.; Rademacher, S. (2009) Modelluntersuchungen zur Veränderung von Hochwasserscheitelabflüssen im deutschen Elbelauf unter dem Einfluss möglicher Klimaänderungen. HyWa Jg. 53 (3), S. 185-193.
- Schoenheinz, D.; Worch, E. (2005) DOC-Entfernung bei der Uferfiltration unter Berücksichtigung extremer Temperaturbedingungen und Belastungsschwankungen. Abschlussbericht B4. In: Exportorientierte F&E auf dem Gebiet der Wasserver- und entsorgung – Teil 1: Trinkwasser (CD). Hrsg.: DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe.
- Schubert, J. (2005a) Experience with riverbed clogging along the Rhine River. In: Hubbs, S. A. (Ed.): Riverbank Filtration Hydrology: Impacts on System Capacity and Water Quality. Nato Science Series IV: Earth and Environmental Sciences, Vol. 60, Springer Verlag.
- Schubert, J. (2005b) Significance of hydrologic aspects on RBF performance. In: Hubbs, S. A. (Ed.): Riverbank Filtration Hydrology: Impacts on System Capacity and Water Quality. Nato Science Series IV: Earth and Environmental Sciences, Vol. 60, Springer Verlag.
- Schulte-Ebbert, U. (2004) Künstliche Grundwasseranreicherung und Untergrundpassage. In: Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, DVGW Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Band 6, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, S. 403-432.
- Slavik, I.; Uhl, W. (2009) Analysing Water Quality Changes due to reservoir management and climate change for optimization of drinking water treatment. Water Sc. Technol. – Water Supply 9 (1), pp. 99-105.
- SMUL (2005) Klimawandel in Sachsen, Sachstand und Ausblick. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft SMUL, Dresden.
- Sprenger, C.; Lorenzen, G.; Hülshoff, I.; Grützmachen, G.; Ronghang, M.; Pekdeger, A. (2011): Vulnerability of bank filtration systems to climate change. Science of the Total Environment 409 (2011), S. 655-663.
- UBA Presseinformation Nr. 09/2011 (2011) Gefahren durch extreme Niederschläge werden ab 2040 deutlich zunehmen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Wechsung, F.; Hanspach, A.; Hattermann, F.; Werner P. C.; Gerstengarbe F.-W. (2006) Klima- und anthropogene Wirkungen auf den Niedrigwasserabfluss der mittleren Elbe: Konsequenzen für Unterhaltungsziele und Ausbaunutzen. Studie des Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V.

WWF (2009) Die mögliche Wirkung des Klimawandels auf Wassertemperaturen von Fließgewässern. Erläuterungsbericht. Frankfurt am Main.